

Universidad Nacional de Rosario
Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura

**METODOLOGÍA DE ANÁLISIS AREAL DE RIESGO SANITARIO POR
CONTAMINANTES EN EL AGUA DE BEBIDA PARA LA CIUDAD DE AZUL,
ARGENTINA**

Autor: Lic. Mg. Sci. Fabio Peluso

Director: Dr. Eduardo Usunoff
Co-director: Dr. Nora Pouey

2005

RESUMEN

Un análisis de riesgo estima el peligro sanitario por exposición a sustancias químicas ambientales, para luego identificar, evaluar, seleccionar e implementar acciones de mitigación.

En un principio, las metodologías consistían en estimaciones puntuales, unipersonales y monosustancia, determinísticas y conservativas, siendo imprecisas por no contemplar las incertidumbres y/o variabilidad de la información de base. Si bien posteriormente surgieron métodos superadores, los probabilísticos, seguían siendo espacialmente localizados, de tipo “sustancia por sustancia, medio por medio, riesgo por riesgo”; a raíz de ello, eran duramente criticados por generar una visión fragmentada del proceso de amenaza real ante la exposición a contaminantes.

Lo que propone este trabajo es, siguiendo una metodología probabilística, desarrollar una herramienta que analice espacialmente el riesgo usando los SIG, disminuyendo, también, esa visión fragmentada al incluir otros elementos no contemplados en los modelos de análisis tradicionales. Con ella se definen niveles espaciales de riesgo por contaminantes en el agua de bebida (red domiciliaria y/o pozos de captación hogareñas) de la ciudad de Azul.

Si bien la metodología en principio estima el riesgo conjunto por presencia de nitrato y fluoruro en el agua, se lo evalúa integralmente al asociarlo a información poblacional (cantidad de personas afectadas), socioeconómica (parámetros socioeconómicos indicadores de exposición potencial), o también, relacionándola a procesos de transporte de contaminantes en agua subterránea para pronosticar el riesgo para diferentes horizontes temporales. Esto tiende a hacer del estudio del riesgo un proceso más sistematizable y objetivo. Esta herramienta expeditiva, totalmente novedosa para la gestión ambiental argentina, permitiría tomar medidas de corrección más adecuadas y eficientes.

TABLA DE CONTENIDOS

RESUMEN	2
TABLA DE CONTENIDOS	3
LISTA DE TABLAS	8
LISTA DE FIGURAS.....	11
LISTA DE ACRONIMOS (ABREVIATURAS).....	15
1. INTRODUCCIÓN	17
2. HIPÓTESIS, OBJETIVOS Y PRESENTACIÓN PRELIMINAR.....	20
2.1. Hipótesis y objetivos	20
Objetivos específicos:	20
2.2. Presentación preliminar: estructura del trabajo	21
3. MARCO TEORICO, ANTECEDENTES y DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	23
3.1. Los conceptos de riesgo y peligro. El riesgo ambiental y su gestión.....	23
3.2. Evolución de los estudios de riesgo ambiental.	25
3.2.1. Revisión bibliográfica y estado del arte.....	25
3.2.2. Marco general metodológico del análisis de riesgo ambiental.....	29
3.2.3. Análisis de Riesgo Determinístico y Probabilístico.	31
Propagación de la incertidumbre de la variable. El análisis de Monte Carlo.	36
Análisis de sensibilidad	40
3.2.4. El análisis de riesgo conjunto	43
3.2.5. La percepción del riesgo.....	44
3.3. El riesgo ambiental y el uso del SIG	47
3.3.1. Los Sistemas de Información Geográficos	47
3.3.2. Las tecnologías de visualización.....	48
3.3.3. Importancia de las herramientas SIG para la evaluación de riesgo.....	50
3.3.4. Otros antecedentes de relación entre SIG y riesgo ambiental.....	51
3.4. Antecedente de la aplicación de metodología de análisis de riesgo ambiental en la Argentina	52
3.4.1. Los niveles guía de calidad de agua para fuentes de provisión para consumo humano.....	52
3.4.2. Análisis de riesgo areal urbano en base a los recursos hídricos: el caso de Salliqueló, Argentina.....	53

3.5. El análisis de riesgo ambiental para la gestión del medio urbano	54
3.6 Caracterización del área de estudio.....	56
3.6.1. El Partido de Azul	56
3.6.2. Condiciones ecológicas (basado en Bilello y Granata, 1997 e IHLLA, 2000)	57
3.6.3. Características climáticas (basado en Usunoff y Varni, 1995; IHLLA, 2000; IHLLA, 2003).....	57
3.6.4. Aspectos hidrológicos (basado en Usunoff y Varni, 1995; IHLLA, 2000; IHLLA, 2003).....	58
3.6.5. Población.....	58
4. DESARROLLO METODOLOGICO Y APLICACIÓN GENERAL	60
4.1. Esquema general básico de la metodología	60
4.1.1. Introducción	60
4.1.2. Creación del mapa base digitalizado y el archivo maestro	60
El mapa base.....	61
El Archivo Maestro	63
4.1.3. Cartografía de las variables	64
4.2. Determinación de la concentración de los contaminantes en el agua de consumo y su riesgo sanitario	65
4.2.1. Marco General.....	65
4.2.2. Selección de contaminantes y determinación de sus concentraciones para la unidad areal	65
4.2.2.1. Procedimiento general para estimar las concentraciones de nitratos y fluoruros en el agua de red de cada polígono.....	66
4.2.2.2. Procedimiento general para estimar las concentraciones de nitratos y fluoruros en el agua de pozos domiciliarios.....	77
4.2.2.3. Nitrato y fluoruro en el agua de consumo.....	84
4.2.3. Determinación de la Tasa de Ingestión Diaria para la unidad areal.....	84
4.2.4. Determinación del Peso representativo para la unidad areal.....	85
4.2.5. Uso del valor de referencia toxicológico	86
4.2.6. Determinación del Nivel de Riesgo para la unidad areal	87
4.2.6.1. Riesgo por nitratos en el agua de consumo para escenario residencial....	87
4.2.6.2. Riesgo por fluoruros en el agua de consumo para escenario residencial ..	87
4.2.6.3. Riesgo conjunto por nitratos y fluoruros en el agua de consumo para escenario residencial.....	87
4.3. Estudios sobre la incertidumbre y la sensibilidad del método	89

4.3.1. Análisis de la incertidumbre y/o variabilidad de las variables.....	89
4.3.1.1. Estudio de la variabilidad histórica de los datos de concentración con relación a la propagación.....	90
4.3.1.2. Estudio de la variabilidad espacial.....	93
4.3.1.3. Incertidumbre debida a la poligonización probabilística.....	97
4.3.1.4. Incertidumbre con relación a la tasa de ingesta	99
4.3.1.5. Incertidumbre con relación al peso	101
4.3.1.6. Incertidumbre general de todo el procedimiento	102
4.3.2. Análisis de la incertidumbre y/o variabilidad al aplicar un modelo probabilístico.....	103
4.3.2.1. Comparación entre el modelo determinístico y el probabilístico en el análisis de riesgo	103
4.3.3. Evaluación de la sensibilidad de las variables del modelo	105
5. APLICACIONES A CASOS PARTICULARES.....	109
5.1. Integración del riesgo sanitario por contaminantes en el agua de consumo con información socioeconómica	109
5.1.1. Cálculo de la cantidad de población por polígono	109
5.1.2. Cálculo de un parámetro integrador de condición socioeconómica.....	112
5.1.2.1. Selección de las variables.....	113
5.1.2.2. Significación de las variables.....	118
5.1.2.3. Construcción de un índice integrado en base a variables socioeconómicas	119
5.2. Riesgo por nitratos y fluoruros en el agua de consumo para escenario escolar	123
5.3. Riesgo por otras fuentes contaminantes y escenario recreativo.....	125
5.4. Análisis de riesgo sanitario areal y prospectivo incorporando modelos de transporte de solutos en aguas subterráneas.....	127
5.4.1. Introducción	127
5.4.2. Aplicación al caso de una curtiembre	128
5.4.3. Aplicación a cementerio parque	133
5.5. Percepción del Riesgo.....	140
6. PRESENTACION DE LA APLICACIÓN AUTOMATIZADA EN EL ENTORNO DE UNA HOJA DE CALCULO EXCEL	145
7. DISCUSIÓN GENERAL DE LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA	151
7.1. Interpretación general de los resultados. El nitrato y el fluoruro como problemáticas sanitarias.	151

Problemática de la contaminación por nitratos	151
Problemática de la contaminación por fluoruros.....	152
7.2. La evaluación del riesgo sanitario como herramienta de análisis de la calidad del agua de consumo	153
7.3. La representación espacial de la información: Vector vs Ráster y la interpolación de la información.....	155
7.4. Un mecanismo alternativo: los visualizadores SIG gratuitos	158
7.5. Otras posibilidades de la metodología en cuanto al análisis de riesgo.....	159
7.6. El aporte de la información socioeconómica	162
7.7. El aporte de los estudios de percepción.....	162
7.8. El rol de la aplicación digital en entorno Excel como desarrollo operativo de la metodología	163
7.9. Posibilidades de la metodología para la gestión de los recursos hídricos	163
8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	167
8.1. Conclusiones generales	167
8.2. Conclusiones específicas	168
8.2.1. Diseño metodológico.....	168
8.2.2. Aplicación del modelo	170
8.3. Limitaciones del desarrollo	170
8.4. Recomendaciones	172
9. BIBLIOGRAFÍA	173
ANEXO 1. DESCRIPCIÓN DEL PROCEDIMIENTO PARA LA ESTIMACIÓN DE MC SRS CON EXCEL.....	186
ANEXO 2. MAPAS DE RIESGO POR NITRATO Y FLUORURO PARA ADULTOS	193
ANEXO 3. INCERTIDUMBRE POR LA REDUCCIÓN DE LA SERIE HISTÓRICA: EL USO DE LAS DISTRIBUCIONES NORMALES.....	195
ANEXO 4 INCERTIDUMBRE POR LA POLIGONIZACIÓN PROBABILÍSTICA: EL USO DE LAS DISTRIBUCIONES NORMALES.....	201
ANEXO 5. ESTUDIO DE LA VARIACIÓN DEL NIVEL DE RIESGO EN FUNCIÓN DEL PESO Y LA TASA DE INGESTA DE LÍQUIDO.	205
ANEXO 6. CENSO Y ENCUESTA LLEVADA A CABO EN LA CIUDAD DE AZUL PARA EL RELEVAMIENTO DE INFORMACIÓN SOCIOECONÓMICA, POBLACIONAL Y URBANÍSTICA.....	209

ANEXO 7. CODIGO EN VBA PARA LA REALIZACIÓN DEL ANÁLISIS DE MONTE CARLO EN EXCEL	211
---	-----

LISTA DE TABLAS

Tabla 3.2.1. Comparación de las ventajas y desventajas del análisis de riesgo determinístico (basado en USEPA, 1999c)	42
Tabla 3.2.2. Comparación de las ventajas y desventajas del análisis de riesgo probabilístico (basado en USEPA, 1999c).....	43
Tabla 3.6.1. Cantidad de viviendas y población, según sexo, de la ciudad de Azul (zona urbana y periurbanas), las comunidades de Cacharí y Chillar, y la zona rural del partido.....	59
Tabla 4.2.1. Nitrato y fluoruro en mg l ⁻¹ en los pozos de aprovisionamiento de la red de agua potable para el valor máximo muestreado (técnica de peor caso (V.Máx.) y 95 percentilo (95 Perc.)).....	69
Tabla 4.2.2. Estadísticos para el nitrato y fluoruro en mg l ⁻¹ en los pozos de aprovisionamiento de la red de agua potable (N: Número de datos; Prom: Media aritmética; Desv. ST.: Desvío estándar).....	69
Tabla 4.2.3. Concentración de Nitrato y fluoruro en mg l ⁻¹ calculado según el UCL (por test t de Student) para el conjunto de los pozos de aprovisionamiento de la red por promedio.	69
Tabla 4.2.4. Concentración de nitrato y fluoruro en mg l ⁻¹ para cada uno de los pozos de aprovisionamiento de la red, generados probabilísticamente por MC	70
Tabla 4.2.5. Valor para el nitrato y el fluoruro en el agua de red para las unidades areales correspondientes a los pozos, tras el procedimiento de poligonización.....	75
Tabla 4.2.6. Nitrato y fluoruro en mg l ⁻¹ en los pozos someros domiciliarios de la planta urbana, para el valor máximo muestreado.....	79
Tabla 4.2.7. Concentración de nitrato y fluoruro en mg l ⁻¹ calculado según el UCL (por t de Student) para el conjunto de los pozos someros, por promedio.....	79
Tabla 4.2.8. Concentración de nitrato y fluoruro en mg l ⁻¹ para cada uno de los pozos someros, generados probabilísticamente por MC	80
Tabla 4.2.9. Valores para el nitrato y el fluoruro en el agua de pozo domiciliaria para las unidades areales correspondientes a los pozos, tras el procedimiento de poligonización.....	82
Tabla 4.3.1. Cálculo de la incertidumbre por la reducción de la serie histórica de valores según sustancia y tipo de agua para toda la planta urbana.....	93
Tabla 4.3.2. Estudio de la incertidumbre en la elección del modelo geoestadístico para el conjunto de polígonos de toda la planta urbana.	94
Tabla 4.3.3. Errores de interpolación (residuos) según los distintos modelos de interpolación calculados como valores absolutos, mostrando, en amarillo la opción más adecuada (menor suma de errores).....	95

Tabla 4.3.4. Estudio de la incertidumbre en la elección del modelo geoestadístico para el conjunto de polígonos de toda la planta urbana.	96
Tabla 4.3.5. Estudio de la incertidumbre debida a la espacialización de la información utilizando la interpolación mediante el modelo de krigging ordinario lineal para el lote de polígonos de toda la planta urbana.....	97
Tabla 4.3.6. Evaluación de la incertidumbre debida a la poligonización probabilística de la información para el lote de polígonos de toda la planta urbana.	99
Tabla 4.3.7. Ingesta de líquidos en niños (en ml día-1) para los Estados Unidos (fuente: USEPA, 1997a, ver en anexos).....	99
Tabla 4.3.8. Consumo de bebidas distintas del agua en litros día-1 por habitante para Argentina	100
Tabla 4.3.9. Evaluación de la incertidumbre debida a la estimación probabilística de la tasa de ingesta para niños y adultos sobre el lote de polígonos de toda la planta urbana.	101
Tabla 4.3.10. Evaluación de la incertidumbre debida a la estimación probabilística del peso del individuo expuesto, para niños y adultos, sobre el lote completo de polígonos de la planta urbana.....	101
Tabla 4.3.11. Evaluación de la incertidumbre general por sumatoria de errores discriminando por tipo de individuo expuesto, sustancia y agua, para todo el lote de polígonos de la planta urbana.....	102
Tabla 4.3.12. Estudio comparativo para niño expuesto entre el riesgo probabilístico (Prob.) y determinístico, este calculado según dos mecanismos de análisis (ver en el texto) para 18 valores de nitrato medidos puntualmente.....	104
Tabla 4.3.13. Estudio comparativo para adulto expuesto entre el riesgo probabilístico y determinístico, este calculado según dos mecanismos de análisis (ver en el texto) para 18 valores de nitrato medidos puntualmente.	105
Tabla 5.1. Cantidad de población expuesta por nivel de riesgo	112
Tabla 5.1.1. Estudio de la asociación del nivel del riesgo con variables socioeconómicas a través de Chi-cuadrado y evaluación de su significación con el coeficiente Phi.	119
Tabla 5.1.2. Comparación de Índices IDH entre Azul y el correspondiente al mejor de la provincia para la asignación de los pesos de los criterios.	121
Tabla 5.1.3. Determinación del peso final de los parámetros por área del IDH... ..	122
Tabla 5.3.1. Concentraciones en ppm de las sustancias monitoreadas en el Arroyo Azul (C.P.) con sus Dosis de Referencia (RfD).	126
Tabla 5.3.2. Nivel de riesgo probabilístico, por sustancia y en conjunto, debido a los contaminantes monitoreados en el Arroyo Azul para un escenario recreativo.	127

Tabla 5.4.1: Número de polígonos (Pol.) y superficie (Sup.) del área de estudio afectada según diferentes condiciones de riesgo (Menor a 1 o “riesgo no atendible”, y mayor o igual a 1, o “riesgo atendible”) por la sustancia hipotética y sin considerar el riesgo “de fondo”, para tres horizontes temporales.	131
Tabla 5.4.2. Valores de riesgo expresados como el máximo (Max.), media aritmética (Prom.), desvío estándar (Desv.), 95 percentil (P 0.95) y rango entre los percentiles 5 y 95 (R 95-5) de la distribución probabilística para cada nivel de concentración (Conc., en ppm), distancia (Dist., en m) y profundidad (Prof., en m) según la escala de colores (color) resultante de la simulación a 20 años.	139
Tabla 5.5.1. Frecuencias de respuestas No Sabe (NS), No (N) y Si (S) para la pregunta sobre la existencia de casos de contaminación de los recursos hídricos subterráneos (Subte.) y superficiales (Super.).....	142
Tabla 5.5.2. Aplicación de Chi-cuadrado para las respuestas a la pregunta sobre la existencia de casos de contaminación de los recursos hídricos subterráneos (Subte.) y superficiales (Super.). Tipos de respuesta: No Sabe (NS), No (N) y Si (S).....	142
Tabla 5.5.3. Mención de los agentes causales de degradación de los recursos hídricos subterráneos (subte.) y superficiales (super.) para los casos de respuestas afirmativas de mayor frecuencia porcentual.....	143
Tabla 5.5.4. Análisis de las correlaciones de Pearson entre variables socioeconómicas y medio hídrico perceptivamente degradado. Referencias: Recursos Hídricos Subterráneos (Subte.), Recursos Hídricos Superficiales (Super.), nivel de calidad de la vivienda (Cal.Viv.), cantidad de cuartos por vivienda (Cuar.), nivel de hacinamiento (Hac.), nivel educativo (Niv.Ed.).....	143
Tabla 5.5.5. Frecuencias de respuestas sobre las fuentes de información de los encuestados.....	144
Tabla 1 Anexo 1: Estadísticos representativos para la comparación entre MC SRS realizado con Excel (EX) y Cristal Ball (CB).	190
Tabla 2 Anexo 1: Comparación entre MC SRS realizado con Excel (EX) y Cristal Ball (CB) por medio del test no paramétrico Kolmogorov-Smirnov para muestras emparejadas.	192
Tabla 1 Anexo 5: Distribución del peso por edad para hombres, para algunos rangos de edades.	205
Tabla 2 Anexo 5: Distribución del peso por edad para mujeres, para algunos rangos de edades.	205
Tabla 3 Anexo 5: Distribución del consumo de agua por la población según rangos de edades.....	206
Tabla 4 Anexo 5. Estudio del consumo de agua en los Estados Unidos, mostrando, la ingesta comparativa entre agua y otras bebidas.....	207
Tabla 5 Anexo 5. Estudio del consumo de agua en los Estados Unidos, mostrando, como elemento destacado, el consumo en casos de afección pulmonar.	208

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.2.1. Obtención de valores determinísticos del riesgo mediante la selección de estadísticos que representan la distribución de valores para un ERDpunt.	34
Figura 3.2.2. Aplicación de la función inversa para una distribución normal según un muestreo al azar tal como realiza Monte Carlo.	38
Figura 3.2.3. Esquema de la aplicación del método probabilístico para estimar el riesgo, obteniéndose una distribución a partir de la distribución de las variables.	39
Figura 4.1.1. Esquema general de la arquitectura básica de la metodología	61
Figura 4.1.2. Planta urbana de Azul, mostrando los 2.016 polígonos sobre los que se aplicaría el análisis de riesgo.....	62
Figura 4.1.3. Detalle de la planta urbana de Azul, mostrando algunos de sus polígonos.....	63
Figura 4.1.4. Esquema de espacialización de la información	63
Figura 4.2.1. Área de cobertura de la red de agua potable y ubicación (en negro) de los pozos de captación.....	68
Figura 4.2.2. A y B. Mapa de isovalores por interpolación para el nitrato y el fluoruro respectivamente a partir del conjunto de pozos de aprovisionamiento de la red.....	72
Figura 4.2.3. Grilla de puntos de interpolación. Detalle de la planta urbana.....	73
Figura 4.2.4. Cálculo de la Probabilidad Acumulada (CDF) para la concentración de nitrato en el agua de red para un polígono al azar, con mención de la variabilidad luego de aplicar MC SRS. En amarillo se presenta una de la Funcion 4.1.....	74
Figura 4.2.5. Detalle de la planta urbana (área servida por la red domiciliaria) mostrando la poligonización probabilística de la concentración del nitrato (en ppm) en el agua de red.	76
Figura 4.2.6. Detalle de la planta urbana (área servida por la red domiciliaria) mostrando la poligonización probabilística de la concentración del fluoruro (en ppm) en el agua de red.....	76
Figura 4.2.7. Red de pozos domiciliarios del muestreo urbano	78
Figura 4.2.8.a y b. Mapa de isovalores por interpolación para el nitrato y el fluoruro respectivamente a partir del conjunto de pozos domiciliarios.	81
Figura 4.2.9. Detalle de la planta urbana mostrando la poligonización probabilística de la concentración del nitrato (valores en ppm) a partir de pozos someros.	83
Figura 4.2.10. Detalle de la planta urbana mostrando la poligonización probabilística de la concentración del nitrato (valores en ppm) a partir de pozos someros, diferenciando la zona cubierta por la red de agua.....	83

Figura 4.2.11. Detalle de la planta urbana mostrando la poligonización probabilística de la concentración de fluoruro a partir de pozos someros, diferenciando la zona de no exposición.	84
Figura 4.2.15.a. Mapa sobre el riesgo probabilístico para niños por nitratos en el agua de consumo para el area central de la ciudad; b. Detalle del mapa sobre el riesgo probabilístico para niños por nitratos en el agua de consumo, tal como mostró la Figura 4.2.15.a.	88
Figura 4.2.16.a. Mapa sobre el riesgo probabilístico para niños por fluoruros en el agua de consumo para el area central de la ciudad; b. Detalle del mapa sobre el riesgo probabilístico para niños por fluoruros en el agua de consumo, tal como mostró la Figura 4.2.16.a.	88
Figura 4.2.17.a. Mapa sobre el riesgo probabilístico para niños por fluoruros más nitratos en el agua de consumo para el area central de la ciudad; b. Detalle sobre el mapa del riesgo probabilístico para niños por fluoruros más nitratos en el agua de consumo para el area central de la ciudad.	89
Figura 4.3.1. Poligonización de la incertidumbre general contenida en el cálculo del nivel de riesgo por nitratos en el agua de los pozos de suministro a la red para niños	103
Figura 4.3.2. Poligonización de la incertidumbre general contenida en el cálculo del nivel de riesgo por nitratos en el agua de los pozos domiciliarios para niños	103
Figura 4.3.3. Comparación de los niveles de P. para el análisis probabilístico con respecto a dos métodos determinísticos (ver en el texto), para expuesto adulto para una concentración puntual de nitrato de 127,62 ppm.	106
Figura 4.3.4.A. B. y C. Relaciones entre el riesgo y las variables del modelo (A. con la concentración de la sustancia, B. con ingesta y C. con el peso).	107
Figura 5.1.1. Cantidad de población infantil residencial por polígono en una zona de la ciudad.	110
Figura 5.1.2. Cantidad de población infantil escolar por polígono en una zona de la ciudad.	111
Figura 5.1.3. Selección de polígonos (en amarillo) con una población infantil residencial de al menos 50 niños y un nivel de riesgo por fluoruro de 2 o más. ...	111
Figura 5.1.4. Integración de los criterios socioeconómicos (SICrel) en el área central de la planta urbana	123
Figura 5.1.5. Selección de los polígonos habitados cuyo SICrel fuera mayor a 2 y su nivel de riesgo por nitratos también mayor a 2.	124
Figura 5.2.1. Detalle sobre el mapa del riesgo probabilístico para niños por exposición escolar debido a fluoruros más nitratos en el agua de consumo.	125
Figura 5.4.1. Ubicación de la zona de estudio del presente apartado en la geografía urbana-periurbana. Las flechas marcan los dos puntos de descarga de la sustancia hipotética.	129

Figura 5.4.2. Modelo de transporte de soluto. A: Malla con las zonas de ingreso del contaminante (sustancia hipotética, azul), los puntos de observación (verde) y los pozos de bombeos de la empresa prestataria de suministro de agua (rojo). B a D: Plumas de la sustancia hipotética en el acuífero a 1, 10 y 20 años. Los colores (de rojo a azul) refieren concentraciones porcentuales decrecientes.....	131
Figura 5.4.3. Comparación de los niveles de riesgo por la sustancia hipotética y sin considerar el riesgo “de fondo”, para tres horizontes temporales.	132
Figura 5.4.4. Comparación de los niveles de riesgo por la sustancia hipotética considerando el riesgo “de fondo”, para tres horizontes temporales.....	134
Figura 5.4.5. En amarillo, polígonos poblados del área de estudio que no disponen de agua corriente.	135
Figura 5.4.6. Trayectoria del flujo subterráneo para el estudio de riesgo del cementerio parque	137
Figura 5.4.7. Simulación de la isoconcentración de nitrato en veinte años.....	137
Figura 5.4.8. Simulación de la isoconcentración en corte vertical a veinte años.	138
Figura 6.1. Solapa inicial de la aplicación.....	146
Figura 6.2: solapa para la selección de la sustancia peligrosa y para abrir el archivo con las concentraciones “medidas”.	146
Figura 6.3. Ventana del Excel mostrando los datos insumos para aplicar MC SRS	147
Figura 6.4. solapa para la selección de la Tasa de Ingesta del individuo expuesto	148
Figura 6.6. Ventana del Excel mostrando las iteraciones durante el proceso del cálculo probabilístico del riesgo mediante MC SRS.	149
Figura 6.7. Ventana del Excel mostrando los resultados del proceso del cálculo probabilístico del riesgo tras aplicar MC SRS.	150
Figura 6.8. Ventana del Excel mostrando los resultados, es decir, los estadísticos que definen el nivel del riesgo probabilístico por polígono, en formato listo para exportar al SIG.	150
Figura 7.1. Mapa ráster de la interpolación de interpolación del nitrato en agua subterránea a partir de los datos provenientes de los pozos profundos de la CEAL.	156
Figura 7.2. Detalle del mapa ráster de Figura 6.1, donde la flecha verde señala uno de los polígonos con doble información.	157
Figura 1 Anexo 2: Niveles de riesgo para adultos debida a los niveles de fluoruro en el agua de bebida.....	193
Figura 2 Anexo 2: Niveles de riesgo para adultos debida a los niveles de nitrato en el agua de bebida.	193

Figura 3 Anexo 2: Niveles de riesgo para adultos debida a los niveles de fluoruro más nitrato en el agua de bebida.....	194
Figura 1 Anexo 3: curvas de riesgo a partir de concentraciones crecientes en el agua de bebida para diferentes estratos etarios.	206

LISTA DE ACRONIMOS (ABREVIATURAS)

AGOSBA: Administración General Obras Sanitarias de Buenos Aires
AI: Análisis de Incertidumbre
AMC: Análisis Multicriterio
ARAG: Análisis de Riesgo Ambiental Georreferenciado
CAA: Código Alimentario Argentino
CDF: Función de Distribución de Probabilidad Acumulada
CEAL: Cooperativa Eléctrica de Azul Limitada
EIA: Evaluación de Impacto Ambiental
ERA: Evaluación de Riesgo Ambiental
ERD: Evaluación de Riesgo Determinístico
ERDpunt: Evaluación de Riesgo Determinístico puntual
Eresp: Evaluación de Riesgo espacial
ERP: Evaluación de Riesgo Probabilístico
ERPesp: Evaluación de Riesgo Probabilístico espacial
ERPpunt: Evaluación de Riesgo Probabilístico puntual
Erpunt: Evaluación de Riesgo puntual
ES: Estudios de Sensibilidad
ESRI: Environmental Systems Research Institute
ETOSS: Ente Tripartito de Obras y Servicios Sanitarios
GIRH: Gestión Integrada de los Recursos Hídricos
IDH: Índice de Desarrollo Humano
IHLLA: Instituto de Hidrología de Llanuras
INDEC: Instituto Nacional de Estadísticas y Censo
LOAEL: Menor Nivel de Exposición para el cual un Efecto Adverso es Observado
MC SO: Técnica de Monte Carlo en su versión de muestreo doble ("Second Order" o SO)
MC SRS: Técnica de Monte Carlo en su versión de muestreo simple ("Simple Random Sampling" o SRS)
MF: Factor de Modificación
NMP: Nivel Máximo Permisible
NOAEL: Nivel de Exposición sin Efecto Adverso Observado
P: Probabilidad
PDF: Función de Distribución de Probabilidad
PNUD: Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
PP: Principio de Precaución
Ppm: partes por millón (mg l^{-1})
RBCA (Risk-Based Corrective Action) Acción Correctiva en base al Riesgo
RfD: Dosis de Referencia
SADA: Spatial Analysis and Decision Assistance
SERA: Evaluación de Riesgo Ambiental Espacial
SIC: Sistema Integrado de Criterios Socioeconómicos
SIG o GIS: Sistema de Información Geográfica
SRHN: Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación Argentina

SSD: Sistema Soporte de Decisiones

UCL: Upper Confidence Limit (nivel superior de confianza)

UF: Factor de Incertidumbre

USEPA: United Status Environmental Protection Agency

1. INTRODUCCION

Un análisis de riesgo es un proceso para la toma de decisiones que estima el nivel potencial de peligro para un receptor humano o ecológico a partir del contacto con una sustancia química presente en el ambiente (Hay Wilson, 2000). Visto de otro modo, un análisis de riesgo establece las condiciones específicas bajo las cuales una sustancia representa una amenaza no aceptable a la salud (Lyons, 2002). Y la caracterización científica de los efectos adversos potenciales conociendo su probabilidad de ocurrencia, permitiría identificar, evaluar, seleccionar e implementar acciones para reducirlos (CRARM, 1997) de un modo más eficiente.

Existen en la actualidad muchas metodologías de evaluación de riesgo ambiental (ERA), surgidas, en parte, debido a la evolución natural de las regulaciones ambientales (Wilson, 1991), aunque aún se consideran en su infancia y plagadas de incertezas (Cranor, 1995). Para el caso específico en que la fuente generadora de riesgo se asocie a los recursos hídricos, hay ejemplos de métodos evaluativos de numerosos tipos, que abarcan el estudio de la exposición desde una escala individual hasta poblacional, análisis de escenarios por fuentes puntuales hasta el desarrollo de investigaciones de riesgo espacialmente distribuido utilizando para ello un SIG, asociándolos a modelos de transporte para evaluar exposiciones variables en el tiempo, creando y aplicando modelos matemáticos, digitales, o directamente softwares específicos (Peluso, 2001). En su mayoría respetan el modelo básico del National Research Council, como se verá más adelante.

Las metodologías ERA tradicionales tienen el inconveniente que, aunque cuantifiquen, incurren en imprecisiones debido a la naturaleza incierta y/o variable de los elementos que intervienen en ese modelo (Korre et al., 2002). En un principio, estas metodologías eran evaluaciones de riesgo determinísticas (ERD) y conservativas al considerar el valor más alto del rango de la distribución correspondiente a cada variable. Es decir, cada término del modelo numérico finalmente quedaba representado por un número único máximo. Este proceder, si bien tiene el mérito de ser operativamente sencillo solía redundar en sobreestimaciones al resultar en una serie de multiplicaciones de valores máximos.

Metodologías superadoras son las evaluaciones de riesgo probabilísticas (ERP), que consideran la incertidumbre y la variabilidad de cada término del modelo. En éstas, en vez de operar con un valor único representativo para cada término del modelo analítico, lo hace en base a las distribuciones de valores de cada uno de ellos. Aplicando técnicas de muestreo estocástico como Monte Carlo, se obtiene como resultado una distribución de valores que incluye la influencia combinada de la variabilidad y/o incertidumbre de cada parámetro individual integrante del modelo cuantitativo.

Si bien esta metodología representa un avance ya que no incurriría en sobreestimaciones tan importantes, es una evaluación espacialmente localizada. Se podrían definir como una estimación probabilística puntual (ERPpunt) del riesgo. Esto significa que cada agente causal del riesgo se representa espacialmente por un único valor.

Existe un interés creciente por el desarrollo de modelos de ERA que se integren a los SIG (Fedra, 1998; Hay Wilson, 2000, Korre et al., 2002) desarrollando modelos ERA espacializados (ERPesp). Este trabajo estudia la posibilidad de utilizar esa plataforma en modelos de análisis de riesgo sanitario por contaminantes en aguas consuntivas intentando desagregar la variabilidad espacial y temporal. Elaborado como un SIG urbano, se basa en la definición de niveles espaciales de riesgo sanitario por contaminantes presentes en el agua de bebida (red domiciliaria y/o pozos de captación domiciliarios) de la ciudad de Azul, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Para ello no sólo se consideran las concentraciones de los contaminantes de interés (en este caso nitrato y fluoruro) y sus efectos toxicológicos potenciales, sino también los niveles de exposición con relación al tipo de tenencia del recurso, la distribución poblacional (cantidad de individuos expuestos diferenciando entre grupos de riesgo) y la incidencia de ciertos parámetros socioeconómicos indicadores del nivel de vida.

Parecería evidente que resulta interesante lograr una genuina distribución espacial del riesgo, sobre todo en ámbitos donde tiene sentido identificar patrones areales para la toma de decisiones. Si se considera, por ejemplo, el medio urbano la distribución espacial del riesgo se puede integrar a criterios urbanísticos para asistir decisiones de planificación, tal como podría ocurrir con la radicación de un nuevo barrio o la extensión de algún servicio público (IHLLA, 2003). Lo dicho sobre lo “espacial” también se aplica a lo “temporal”, pues el riesgo puede asociarse a modelos de transporte de solutos y con ellos pronosticar valores de riesgo en puntos de interés merced a, por ejemplo, procesos de dispersión de contaminantes (Peluso et al., 2004).

A partir de muestreos de calidad de agua extendidos espacialmente mediante técnicas geoestadísticas, y del estudio de los parámetros intervinientes en el modelo básico del riesgo, se construyen distribuciones probabilísticas para cada uno de ellos por la técnica de Monte Carlo y se estima un valor probabilístico del riesgo para cada una de las unidades espaciales mediante el SIG.

Los modelos ERA espaciales disponibles (por ejemplo, el SADA model –ver más adelante; o los presentados por Di Mauro et al., 2000 o Korre et al., 2002), implementan un algoritmo que realiza ERD de tipo ráster. El algoritmo que aquí se presenta intenta no sólo mejorar el cálculo ya que es un ERPesp, sino que la subdivisión espacial es en formato vector, más específicamente como polígonos, lo que constituye un aporte al manejo de la información ambiental urbana donde la

espacialización se halla estructurado en unidades discretas (la manzana catastral, especialmente).

La concurrencia de todos estos elementos tienden a hacer de la caracterización del riesgo un proceso sistematizable y objetivo, minimizando la variabilidad y la incertidumbre no considerada por otros métodos. Este estudio se realiza sentando las bases para el diseño de una herramienta analítica expeditiva como aporte a la gestión ambiental municipal, con la convicción que esto permitirá tomar medidas de corrección más adecuadas y eficientes.

Lamentablemente, en la Argentina aún no existe un desarrollo técnico de estos temas, salvo el reciente planteamiento de niveles guías de calidad de agua para consumo humano por parte de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SRHN, 2003a). Si bien esto puede plasmarse en herramientas adecuadas para los sistemas de administración ambiental locales, básicamente, las municipalidades, este mecanismo evaluativo carece de historia y es, en definitiva, un análisis determinístico cuyo fin es establecer un valor guía.

En virtud de ello, este estudio aporta al sistema de gestión con un recurso novedoso en el contexto de la gestión ambiental argentina, y por tal se la configuró para que fuera potente y accesible en un contexto municipal de gestión. Teniendo en consideración la situación actual en cuanto al estado de degradación del recurso hídrico y el estado de imperfecto conocimiento de las posibles consecuencias de ese hecho en el Partido de Azul, esta herramienta permitiría ampliar la base operativa para la gestión.

2. HIPÓTESIS, OBJETIVOS Y PRESENTACIÓN PRELIMINAR

2.1. Hipótesis y objetivos

Las Evaluaciones de Riesgo Probabilísticas Espacializadas (ERPesp) son herramientas superadoras a las Evaluaciones de Riesgo Probabilísticas Puntuales (ERPpunt) pues hacen explícita la variabilidad e incertidumbre espacial. Por esto resultan mecanismos para estimar la probabilidad de afectación de la población por contaminantes del agua de bebida en el área urbana de un modo más eficiente y evidente, de manera tal que pueden aportar a las herramientas con que pueden contar los sistemas de gestión, poseyendo un interesante poder analítico y buena comunicabilidad.

Este mecanismo, basado en principios metodológicos generales pero adecuados a la estructura de un SIG urbano, puede ser estructurado en base al aporte de insumos informáticos y humanos accesibles; no requiere grandes inversiones ni en equipo ni en capacitación de personal en su operación ya que se opera en base a software de SIG y planillas de cálculo muy conocidos (Arc View – ESRI, 1996a – y Microsoft Excel –Microsoft Corporation, 1985-1999–).

La discusión acerca de la subjetividad de los análisis de riesgo (ver apartados 3.2.5. y 7.7.) exige de metodologías lo más objetivas posibles. Un aporte en ese sentido es convocando y sistematizando técnicamente otra información no prevista en el análisis tradicional de la exposición, lo cual puede hacerse por intermedio de un grupo de variables socioeconómicas y poblacionales modeladoras de aquel proceso, e integrándolas en un entorno SIG. Lo mismo aplicando estudios sobre la percepción del riesgo como complementos de los análisis técnicos cuantitativos más tradicionales.

El objetivo macro del presente proyecto es sentar los lineamientos para el estudio del riesgo ambiental probabilístico espacial por contaminantes en el agua de consumo que pudieran ocasionar impactos toxicológicos no carcinogénicos, como un aporte a los sistemas de gestión. Es decir, diseñar e implementar un SIG urbano sobre el riesgo que entraña el agua de consumo que permitiría la definición de situaciones areales diferenciales para tomar decisiones estratégicas más eficaces y eficientes para el desarrollo de la comunidad.

Además de su aplicación local, esta metodología es lo suficientemente generalizable como para que pueda ser aplicable en otras comunidades y bajo otras condiciones, tal como se plantea en la discusión.

Objetivos específicos:

- Elaborar un método de cuantificación y caracterización del nivel de riesgo ambiental en base a contaminantes en el agua de consumo y a una definición amplia del proceso de exposición (exposición

multipersonal, influencia de parámetros socioeconómicos) y aplicarlo bajo diversos escenarios

- Discutir las posibilidades que ofrece la metodología como herramienta preventiva para la toma de decisiones
- Establecer las incertidumbres metodológicas del modelo y de su aplicación
- Presentar un procedimiento automatizado mediante macros de Excel (Microsoft Corporation, 1985-1999) y códigos en Visual Basic para Aplicaciones (VBA) que realiza los análisis probabilísticos de riesgo sanitario aplicando Monte Carlo en su versión de muestreo simple (MC SRS), y brindar los resultados tal como los requiere el SIG como insumo para proceder a su mapeo

Además,

- Adecuar los soportes informáticos de modo de hacer usos de aquellos que sean fácilmente accesibles para una dependencia municipal
- Releva la bibliografía adecuada que sirva de apoyo al presente estudio
- Recopilar la información disponible a nivel local sistematizándola geográficamente en un mapa base
- Establecer pautas de manejo del SIG para la toma de decisiones
- Presentar aplicaciones de la metodología como para ejemplificar algunas de sus posibilidades analíticas.

2.2. Presentación preliminar: estructura del trabajo

En el capítulo 3 se hace una revisión del marco teórico que contextualiza los estudios de riesgo ambiental en general, la posibilidad de integrarse a soportes SIG y su relación con la gestión. Se hace mención de antecedentes y se ofrece una descripción de aquellos elementos que resultan necesarios tener en consideración sobre el área de estudio.

En el capítulo 4 se hace una descripción general de la metodología. Partiendo del esquema metodológico general, se explica cómo se determinan arealmente las concentraciones de los contaminantes seleccionados en el agua de bebida y cómo se estima su riesgo sanitario, bajo un esquema probabilístico, para cada unidad areal. En el mismo capítulo se presenta el estudio de la incertidumbre y la sensibilidad del método.

En el capítulo 5 se ofrecen diferentes aplicaciones particulares del método desarrollado, integrándolo a variables poblacionales y socioeconómicas, variando el escenario o las rutas de exposición, o como puede integrarse con modelos de transporte para generar análisis prospectivos de riesgo. Por último, también se discute lo atinente a la percepción comunitaria del riesgo.

En el capítulo 6 se presenta una aplicación digital desarrollada bajo el entorno de una hoja de cálculo Excel, mostrando algunas ventanas de la misma así como los elementos medulares del código.

En el capítulo 7 se plantea la discusión general de la aplicación, real y potencial, de la metodología desarrollada. Así, se analizan los resultados obtenidos sobre el nitrato y el fluoruro como problemáticas sanitarias locales, se discuten las posibilidades que ofrece la representación espacial elegida para con la planificación y gestión ambiental, y se plantean otras posibilidades que pueden ser fácilmente implementadas para robustecer el método.

En el capítulo 8 se expresan las conclusiones generales, las limitaciones y recomendaciones del diseño y aplicación de la metodología desarrollada y en el 9 se lista la bibliografía consultada.

3. MARCO TEORICO, ANTECEDENTES Y DESCRIPCIÓN DEL AREA DE ESTUDIO

3.1. Los conceptos de riesgo y peligro. El riesgo ambiental y su gestión

En principio, es importante realizar algunas precisiones sobre términos que se irán mencionando a lo largo del texto, tal el caso de la diferenciación entre el concepto de riesgo y de peligro, como así también entre los de análisis y gestión del riesgo.

El peligro (*Hazard*, en inglés) se define como “un acto o fenómeno que posee el potencial de producir daños u otras consecuencias indeseables al ser humano” (NRC, 1983; NRC, 1994). A nivel Iberoamericano suele denominarse también peligrosidad o amenaza (Cendrero, 1997). El riesgo (*Risk*, en inglés), en cambio, apunta al entendimiento y mensura del nivel de gravedad de esa amenaza, de modo tal que cuando se analiza se tiene en cuenta cuál es la fuente, sobre qué actúa y cuál es la probabilidad que ese daño efectivamente se produzca y con que nivel de intensidad (NRC, 1983; NRC, 1994).

El análisis o evaluación del riesgo (*Risk Analysis* o *Risk Assessment*, en inglés), es la aplicación de métodos analíticos técnicos científicos para entender los alcances de ese riesgo, calcular su probabilidad de ocurrencia e intensidad, brindando las primeras herramientas para su gestión (NRC, 1983; NRC, 1994). Dicho en otras palabras, es una metodología que se basa en “el uso sistemático de la información disponible para determinar cuán a menudo un evento puede ocurrir y qué magnitud tendrán sus consecuencias” (Standards Australia and Standards New Zealand, 1999).

El paso final de la evaluación técnica del riesgo es su caracterización (*Risk Characterization*, en inglés). En esta etapa del proceso se “resumen los juicios científicos sobre la existencia, magnitud y efectos adversos debidos a un determinado nivel de exposición a una fuente de peligro” (ACS, 2001). Son los elementos de la evaluación que se presentan a los órganos decisorios para que éstos lo transmitan a la comunidad; en esta etapa se incluyen las discusiones de las incertidumbres, las áreas conflictivas, las estimaciones, las extrapolaciones, las inferencias y las opiniones (ACS, 2001). Se brindan aquí los elementos contextuales que ayudarán a tomar las decisiones durante la gestión por los órganos regulatorios o administrativos. Resumiendo, es un proceso deliberativo que representa el “preludio a la toma de decisiones” por el sistema de gestión (NRC, 1983; NRC, 1994).

El riesgo puede ser estimado a partir de varias técnicas para las cuales se necesita información sobre la cantidad y peligrosidad de la sustancia generadora del riesgo, quién está expuesto (edad, si pertenecen a grupos de personas vulnerables, género, etc.), en qué grado ocurre esa exposición, etc. La estimación

de riesgo puede ser retro como prospectiva, y realizarse tanto para situaciones reales cuanto potenciales, por ejemplo, evaluando diferentes escenarios hipotéticos.

En principio, el análisis de riesgo pareciera remitir a metodologías netamente técnica-científicas, semi o totalmente cuantitativas. Se podría ver como una estimación condicional basada en asunciones que van más allá de las observaciones científicas de la relación entre un contaminante y sus efectos. Se coincide con CRARM (Congressional Comisión on Risk Assessment and Management) en que “los resultados de una evaluación de riesgo no es sino una estimación condicional del riesgo que podría existir bajo un conjunto específico de asunciones” (CRARM, 1997). Esto quiere decir que un análisis de riesgo es una herramienta analítica que se aplica bajo condiciones específicas, explícitas y cuyos resultados informan sobre una situación potencial con la que resulta importante contar a la hora de tomar decisiones.

La gestión del riesgo (*Risk Management*, en inglés) “es el proceso de toma de decisiones en base al sistema regulatorio en el cual no sólo se tiene en cuenta la información surgida de la evaluación del riesgo, sino también factores no científicos tales como costos, necesidades y percepción del público, evaluaciones de factibilidad y valoraciones sociales (ACS, 2001), es decir, aquellas consideraciones para trasladar sus resultados al sistema administrativo o regulatorio con el propósito de reducirlo (ACS, 2001).

Un tema importante de la gestión, su etapa final, es la comunicación del riesgo (*Risk Communication*, en inglés). Este es el “proceso interactivo en el cual las agencias gubernamentales, el público, y otros grupos involucrados tanto científicos como sociales, intercambian información y opiniones sobre los resultados de las evaluaciones técnicas del riesgo” (ACS, 2001). Existen diferentes maneras de expresar la magnitud del riesgo. Algunos ejemplos de ellas son evaluando la incidencia de un efecto en la población (por ejemplo, calculando una tasa epidemiológica), calculando un riesgo relativo (una opción es por comparación de los niveles de incidencia entre las poblaciones expuestas vs. no expuestas), o estimando la población en riesgo (por ejemplo, el porcentaje de casos de una determinada enfermedad que puede ser atribuida al agente de riesgo) (Health Canada, 1997).

En este punto, por ejemplo, se discuten y se buscan consensos frente a percepciones discordantes del riesgo, lo cual es muy importante para terminar de definir las decisiones que finalmente emanen de los órganos de gestión.

De lo anterior queda claro que el análisis y la gestión del riesgo son dos procesos secuenciales, salvo, obviamente, que el análisis de riesgo se realice en el marco de la investigación científica pura. El análisis de riesgo, como se dijo, provee los elementos técnicos iniciales sobre los que actúa el decisor en el

proceso de gestión. Así, parafraseando a Hay Wilson (2000), “la incorporación de una evaluación de riesgo como un componente de un proceso de toma de decisiones provee bases científicas para elegir entre estrategias de protección ambiental, decidir cuál es la fuente que contribuye en mayor medida al riesgo, determinar si son necesarias medidas correctivas; en definitiva, provee un mecanismo para determinar la necesidad y la estrategia costo-efectividad para la protección a la salud humana o ambiental”.

3.2. Evolución de los estudios de riesgo ambiental.

3.2.1. Revisión bibliográfica y estado del arte

Si bien en un principio el análisis de la problemática “contaminación” se centró en el intento de control sobre las fuentes de emisión, pronto se hizo evidente una cada vez mayor demanda de los tomadores de decisión sobre las determinantes de los efectos de esas sustancias sobre las personas (USEPA, 2001).

En sus orígenes, la falta de información precisa, o las discrepancias entre científicos, acerca del daño potencial que podría causar una sustancia, generó la necesidad de iniciar estudios sobre metodologías de riesgo al inicio de la década de 1980 en los Estados Unidos (NRC, 1994).

Entre las necesidades de información estaba la evaluación más precisa de las capacidades de ciertas sustancias de desarrollar cánceres en situaciones normales de exposición, ya que normalmente se la infería de la extrapolación de evidencia surgida a partir de exposiciones a altas dosis; al ser estas fortuitas, tal como suele ocurrir en accidentes laborales, o deliberadas mediante ensayos de laboratorio con animales de experimentación (NRC, 1994), no brindaban un panorama asimilable a la situación de exposición a dosis pequeñas, de mayor interés público por su frecuencia de ocurrencia.

Las investigaciones iniciales, encomendadas por el poder político a comisiones científicas ad-hoc (por ejemplo, a USEPA, la Risk Assessment and Management Commission, etc.), tenían por finalidad hacer evaluaciones en todo lo que concierne al riesgo ambiental no sólo ante sustancias carcinogénicas sino también frente a las no carcinogénicas.

Obras señeras en el estudio del riesgo fueron **Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process** (NRC, 1983), conocido como el “NAS redbook” y donde ya se planteaban las cuestiones metodológicas básicas del riesgo ambiental completadas en su versión posterior ampliada **Science and Judgement in Risk Assessment** (NRC, 1994), que es un hito bibliográfico en los estudios metodológicos del riesgo ambiental. También corresponde citar al **Risk Assessment Guidance for Superfund. Vol. 1: Human Health Evaluation Manual** (USEPA, 1989).

El marco metodológico general de la evaluación de riesgo ambiental tiene cuatro elementos principales (NRC, 1983):

- Identificación de la fuente del peligro, que trata de determinar si un compuesto químico particular está causalmente ligado a un efecto a la salud en particular.
- Evaluación de la exposición, que es la cuantificación del contacto entre la fuente peligrosa mencionada en el punto anterior y el blanco, o individuo que potencialmente puede ser afectado según el tipo y magnitud del contacto.
- Evaluación dosis – respuesta, que intenta determinar la relación entre el grado de exposición y la probabilidad de ocurrencia y gravedad de efectos a la salud.
- Caracterización del riesgo, que es la descripción de la naturaleza y magnitud del riesgo, actividad surgida de la información que proveyeron los puntos anteriores.

Este esquema básico se respeta en la gran mayoría de los casos de análisis de riesgo ante sustancias químicas. Se completa su análisis en el apartado 3.2.2.

La USEPA tiene varias obras relacionadas con la evaluación del riesgo, además de la ya mencionada, tanto para sustancias carcinogénicas como no carcinogénicas. Varias de estas obras representan en realidad manuales metodológicos (“guidelines”); muchas de ellas se citan a lo largo del presente trabajo.

La Argentina ha desarrollado una metodología para la determinación de niveles guía de calidad de agua para consumo humano que se basan en un esquema conexo al del análisis de riesgo (SRHN, 2003a). Más adelante en este apartado se comentan las características salientes en cuanto a la metodología en la que se basan y en el apartado 3.4.1. se brindan detalles sobre la misma.

Otra bibliografía importante con relación al riesgo ambiental es **Risk Assessment and Risk Management in Regulatory Decision-Making** (CRARM, 1997), ya mencionado en el texto.

La estrategia histórica de la USEPA (1989) fue “sustancia por sustancia, medio por medio, riesgo por riesgo”, desarrollando sus evaluaciones como estimaciones espacialmente puntuales, determinísticas y conservativas, haciendo su estudio sobre un individuo hipotético “máximamente expuesto” (Hammond et al., 1994).

Este enfoque metodológico fue criticado por generar una visión “altamente fragmentada ... que ignora la interdependencia de los componentes ambientales, resalta las diferencias entre los efectos carcinogénicos y no carcinogénicos en vez de sus similitudes e investiga el riesgo asociado a una sustancia química cuando debería hacerlo sobre las mezclas generadas en el medio ambiente” (CRARM, 1997). Y también, por no evaluar cuantitativamente la incertidumbre en que se incurre en un estudio conservativo (Hammond et al., 1994)

Las críticas, vistas con un poco más de detalle, eran:

Las metodologías ERA adoptaban primordialmente la evaluación del riesgo en un punto en el espacio, para una única sustancia y para un único blanco expuesto. A este tipo de evaluación se la conoce como de tipo “*point estimate*”. Esta evaluación puntual se realiza en base a una ecuación cuyos insumos son valores numéricos representantes de la concentración del contaminante, el nivel de exposición y un valor de referencia toxicológico, dando pie a un análisis determinístico del proceso.

El análisis determinístico también genera una evaluación de la exposición poco realista, ya que, básicamente, se calcula la exposición para toda la población a partir de la caracterización de un miembro “teórico” de la misma sin especificar claramente, por ejemplo, la distribución poblacional de la susceptibilidad toxicológica a la sustancia, la variabilidad del peso en la población incluso dentro del mismo estrato etario. Tampoco diferencia las tasas de ingesta del agua entre los individuos debido no sólo a la variabilidad fisiológica sino también a la incertidumbre por la ocurrencia de distintos patrones de conducta. Es decir, de este modo, el “*point estimate*” reduce el amplio espectro de posibilidades a un ejercicio teórico, soslayando el hecho que existe una distribución de valores de riesgo en la población incluso para un mismo nivel de exposición. Dicho en otras palabras, la incertidumbre y/o variabilidad intrínseca a todo estudio de riesgo es minimizada en su importancia.

Relacionado con lo anterior, en sus modelos es proclive a usar valores por defecto muy conservativos, lo que tendía a generar sobreestimaciones de los niveles calculados de riesgo. La obra **Exposure Factor Handbook** (USEPA, 1997a) tiene por objeto sumarizar datos sobre el comportamiento de la población humana y, en base a estos, recomendar factores (es decir, valores estándar) para usar en sus evaluaciones de exposición a contaminantes. Estos factores son valores utilitarios a los modelos de cálculo de dosis establecidos en **Guidelines for Exposure Assessment** (USEPA, 1992a).

El “*point estimate*” es criticado, también, porque no tiene en cuenta las interacciones toxicológicas entre sustancias químicas ante exposiciones a mezclas tal como podría ocurrir de existir más de un contaminante en el agua de bebida. Por ejemplo, las posibles situaciones de incremento de la toxicidad de las

sustancias por sinergismo o por potenciación, no son debidamente consideradas. A lo sumo, el efecto conjunto se lo estima por adición de los efectos particulares que genera cada sustancia.

Por otro lado, este tipo de evaluación tiende a particionar los tipos de exposición considerando las rutas (ingesta de agua como bebida, ingesta recreativa, contacto directo, respiratoria, etc.) de modo independiente.

La “metodología para el establecimiento de niveles guía de calidad de agua para fuentes de provisión para consumo humano” realizada por la Argentina (SRHN, 2003a) cae dentro de todas estas consideraciones ya que la misma es determinística y conservativa, y también es puntual. Si bien el planteo de la exposición es para un único escenario (residencial) y una única ruta (ingesta), no puede considerárselo como una debilidad porque su fin es precisamente normar sobre el particular.

A partir de las críticas planteadas en el punteado anterior fueron desarrollándose los lineamientos iniciales de metodologías de análisis de riesgo que ampliaron sus ámbitos de aplicación. Los estudios que en un principio eran exclusivamente referidos a la salud humana, pronto apuntaron al ambiente no humano, apareciendo los primeros lineamientos sobre el riesgo ecológico.

Si bien la metodología “sustancia por sustancia, medio por medio, riesgo por riesgo”, y cuantificada desde un enfoque determinístico, fue tal vez la principalmente usada, o la de mayor peso desde el punto de vista de la aplicación regulatoria, también promovió líneas de investigación sobre el uso de técnicas probabilísticas (“*Probabilistic Risk*”), sobre riesgo por “mezclas de sustancias” (“*Chemical Mixtures Risk*”) o riesgo acumulativo (“*Cumulative Risk*”) por sucesivas exposiciones. Otro tanto puede decirse de las metodologías de evaluación que en un principio eran sobre sustancia carcinogénicas y luego se ampliaron a aquellas que generaban efectos no carcinogénicos.

A pesar de las incertidumbres, se considera que una metodología de riesgo ambiental puede generar opciones que aporten a la normativa y a la gestión (NRC, 1994; Thompson y Graham, 1996). Sin embargo, estos estudios técnicos no deben quedar circunscriptos sólo a los aspectos puramente “toxicológicos” sobre la salud humana o ecosistémica, tal las aproximaciones regulatorias de la USEPA (por ejemplo, las aplicadas a los Superfondos –ver página Superfund Risk Assessment en <http://www.epa.gov/superfund/programs/risk/index.htm>). Las cuestiones relacionados con lo social, legal y económico que influyen sobre el riesgo, así como aquellos aspectos que hacen a su evaluación de un modo integral y que permitirían ayudar al proceso de selección de opciones por el sistema de gestión (CRARM, 1997), deberían ser tenidas en cuenta.

Esta apertura representó, tanto dentro de la USEPA como fuera de ella (por ejemplo en World Health Organization) (WHO, 2001), una “evolución desde el enfoque a los efectos individuales de un único contaminante capaz de causar cáncer a conjuntos de contaminantes capaces de generar diferentes efectos tanto sobre la salud humana o la biota de diferentes medios, incluyendo la consideración de efectos sobre procesos ecológicos” (USEPA, 2000a). Es decir, intentando implementar enfoques integrados debido a que se reconoce la necesidad de proteger tanto al humano como al medio no humano más eficientemente, en un enfoque holístico de evaluación de riesgo en el que se consideren situaciones de múltiples sustancias, compartimientos ambientales, rutas de exposición, e incluso especies. (WHO, 2001; Suter II, 2003).

En concordancia con el precepto de desarrollar una metodología “holística”, en la cual se evalúen “sistemática y comprehensivamente varias sustancias, medios, fuentes y tipos de exposición, así como los valores sustentados por el público, la percepción, la ética y todo lo que se debe tener en cuenta en la gestión del riesgo” (CRARM, 1997), la metodología que este trabajo de tesis presenta, adopta como marco de análisis para la definición del riesgo la concurrencia de varias sustancias participantes del “agua de bebida”, y de factores socioeconómicos, incluida la percepción

3.2.2. Marco general metodológico del análisis de riesgo ambiental

Como ya se dijo, el modelo básico de análisis de riesgo es el esquema de cuatro fases planteado por National Research Council (NRC, 1983; NRC, 1994). Estas eran: identificación de la fuente de riesgo, estimación de la dosis respuesta, evaluación de la exposición, y caracterización del riesgo. El paradigma, en su forma más general, expresa que el riesgo es una función de la exposición y la toxicidad (USEPA, 1992a), siendo la exposición la integración de una serie de variables.

La expresión general es:

$$\text{Riesgo} = f(V1, V2, V3....Vn) / \text{toxicidad} \quad \text{Ecuación 3.2.1}$$

Donde

$f(V1 \text{ a } Vn)$ representan la función de integración del conjunto de variables que permiten caracterizar la exposición (la “*dosis*”; ver más adelante), y *Toxicidad* es un nivel toxicológico referencial

La evaluación de la exposición es una medida de la “calidad y cantidad” del contacto entre la fuente de riesgo y el organismo blanco (USEPA, 1992a). Para el caso de un análisis de exposición a una sustancia química en el agua de bebida, en el contexto de una evaluación de riesgo a la salud por sustancias no carcinogénicas, la evaluación de la exposición se sustenta en un modelo que calcula la “dosis diaria promedio” como sigue:

$$ADD = [C * Ir * EF * ED] / [Bw * AT]$$

Ecuación 3.2.2

Siendo

ADD = Dosis Diaria Promedio

C = Concentración de la sustancia peligrosa (en mg l⁻¹)

Ir = Tasa de ingesta diaria de la sustancia (en l día⁻¹)

EF = Frecuencia de la exposición (en días año⁻¹)

ED = Duración de la exposición (en años)

Bw = Peso corporal de la persona expuesta (en kg)

AT = Factores de corrección por tiempo promedio (ED * 365 días)

Esta ecuación puede simplificarse si se hace un análisis de exposición para un escenario de exposición residencial: este considera “por defecto” una permanencia de 365 días al año (EF) durante 70 o 30 años (ED), lo que dividido por el factor de corrección AT, se cancelan mutuamente, quedando:

$$ADD = [C * Ir / Bw]$$

Ecuación 3.2.3

Por otro lado, pueden existir situaciones en las cuales la exposición no es continua durante todo el día, ni ocurre los 7 días de la semana, ni se da durante toda la extensión de las vidas. Un ejemplo que se puede aplicar es el caso de la exposición escolar. En ese caso, como se verá en el apartado 5.2., la ecuación a aplicar sería la 3.2.2, con un valor de EF = 200 días /año y ED = 12 años (considerando la escolaridad completa), debiendo ajustar la Tasa de Ingesta a 5 horas.

En ese caso la ecuación 3.2.2 quedaría:

$$ADD = [C * Ir * 200 * 12] / [Bw * 12 * 365]$$

Este tipo de análisis es compatible con una exposición crónica, a diferencia de la ecuación 3.2.3 que corresponde a una exposición aguda.

Un modo de poner el análisis de la exposición en el contexto de un análisis de riesgo por sustancia no carcinogénica, es confrontando ese valor con la dosis umbral por debajo de la cual no existen efectos toxicológicos sobre el individuo expuesto. En este caso se usa como dosis umbral a la Dosis de Referencia (RfD). Este concepto, planteado originalmente por la USEPA, representa una estimación de la exposición diaria a la que la población humana, incluyendo los subgrupos sensibles, se puede someter a la fuente sin que genere riesgos de efectos adversos durante toda su vida (Barnes, 1988). Entonces, una medida del riesgo para este tipo de sustancias es estimar si, y en cuánto, la dosis diaria promedio excede la dosis de referencia para la misma. Esta relación se denomina cociente de riesgo R (*Risk Quotient* en inglés) (USEPA, 1989).

$$R = ADD / RfD$$

Ecuación 3.2.4.

El RfD es una expresión de un nivel seguro en la distribución de valores que adopta la relación dosis de una sustancia – respuesta tóxica del organismo expuesto. El cálculo del parámetro recién mencionado surge de ensayos de laboratorio en animales o por estudios epidemiológicos. Es obvio que la extrapolación de los valores de la relación dosis – respuesta surgida de este tipo de estudios va a estar embuída de incertidumbre y variabilidad. La misma, entonces, se cuantifica a partir de la siguiente expresión:

$$RfD = NOAEL / (UF \times MF)$$

Ecuación 3.2.5.

Donde:

NOAEL: Nivel de Efecto Adverso No Observado

UF: Factor de Incertidumbre

MF: Factor de Modificación

El “nivel de efecto adverso no observado” (NOAEL), sería la dosis máxima a la que se puede exponer un organismo sin que manifieste efectos toxicológicos de ninguna índole. La certeza que se tiene al extrapolar el valor del NOAEL hallado para una especie no humana o a partir de un estudio epidemiológico se mensura tanto por el UF como por el MF, que adquieren valores crecientes en la medida que se incrementa la incertidumbre.

3.2.3. Análisis de Riesgo Determinístico y Probabilístico.

Ya se comentó que un avance hacia estudios más realistas fue el paso de metodologías determinísticas a probabilísticas. Las metodologías ERA tradicionales, si bien cuantificaban, no podían deshacerse de las imprecisiones debido a la naturaleza incierta, estocástica, variable o directamente incognoscible de ciertas variables del modelo. En un principio, como se comentó anteriormente, estas metodologías eran evaluaciones de riesgo determinísticas (ERD), las que evitaban el problema de incertidumbre o variabilidad de la información utilizando parámetros conservativos (por ejemplo, el valor máximo del rango de valores posibles) (USEPA, 1996a). Con este accionar cada término del modelo numérico planteado en el apartado anterior finalmente quedaba representado por un “número único” máximo, pero, como resultante de una operatoria sencilla de variables, se podía incurrir en una sobreestimación del riesgo.

Metodologías superadoras a esas críticas son las evaluaciones de riesgo probabilísticas (ERP), que consideran la incertidumbre y la variabilidad en el modelo. A continuación se describen brevemente los dos tipos de análisis.

El Riesgo Determinístico

Un modelo, como se sabe, es una abstracción de la realidad, tanto en lo estructural como en lo funcional, ya sea en su formulación conceptual como algorítmica. Un modelo determinístico es aquel que representa la realidad como un escenario único, certero e invariante. Debido a la necesidad de lidiar con las incertidumbres, una práctica común de la gestión fue aumentar la robustez analítica del modelo con un incremento del conservadurismo en los parámetros, a costas de la precisión. Así surgieron los “valores estandarizados”.

Han existido numerosos lineamientos sugiriendo el uso de valores estandarizados en las ecuaciones antes mencionadas, por ejemplo, los recopilados en **Exposure Factors Handbook** (USEPA, 1997a), obra ya mencionada, donde se expresa que una persona adulta promedio pesa 70 kg, bebe 2 litros de agua por día y vive 30 años en la misma área residencial. Y para el caso de niños específicamente, **Child-Specific Exposure Factors Handbook** (USEPA, 2002). Es decir, esos procedimientos matemáticos aplican valores fijos, y, en muchos casos, conservativos, surgidos de estudios estadísticos.

En el caso del análisis de concentraciones de sustancias en el medio, existen diferentes prácticas para obtener una concentración representativa (el “único número”) en un área o un tiempo dado, que van desde técnicas ultraconservadoras – por ejemplo, utilizando el peor caso posible del conjunto de datos disponibles (*Maximum Observed Concentration*, en inglés), el 95 percentilo de la distribución de los datos medidos (junto con los “*high-ends*”, ver más adelante en este apartado) –, a menos conservadoras como usar el valor medio.

La política de recurrir al valor máximo del posible rango de valores de cada parámetro del modelo, denominado “análisis de peor caso” (*Worst Case Analysis*, en inglés) no cuantifica ni la variabilidad ni la incertidumbre, puede dar una falsa sensación de precisión (Thompson y Graham, 1996) y suele caer en sobrestimaciones debido al efecto multiplicativo de valores conservativos, por lo que se recomienda sólo para análisis preliminares (de tipo screening) (Hammond et al., 1994).

Una técnica que utiliza la USEPA es calcular el límite superior de confianza 95% de la media aritmética del rango de valores (95% *Upper Confidence Limit*, en inglés, de ahí la sigla UCL). Esta técnica es utilizada, principalmente, con fines regulatorios (USEPA, 1989, USEPA, 1992b, USEPA, 2002b). Existen diferentes métodos para calcular el UCL que dependen, por ejemplo, si la distribución de valores es normal o lognormal. Para un detalle de los mismos se puede consultar USEPA, 2002b. La USEPA ha desarrollado una herramienta informática de libre acceso denominada Pro-UCL (USEPA, 2003) que permite calcular el valor del UCL según la técnica elegida, pudiendo previamente testear con la misma la normalidad de los datos. Entre las diferentes técnicas se menciona la basada en el estadístico t de Student, que es la recomendada en caso de distribuciones

normales (USEPA, 2002b; USEPA, 2003) como es el caso del nitrato y fluoruro en las muestras de agua provenientes de los pozos profundos de captación de Azul.

Para no caer en sobre o subestimaciones, en vez de utilizar un valor estandarizado para representar a cada variable es aconsejable utilizar rangos o distribuciones (Burmater, 1996, Thompson y Graham, 1996). El paradigma del análisis cuantitativo del riesgo permite el análisis tanto de la variabilidad como de la incertidumbre (Burmater, 1996) si se utiliza la distribución de valores y no un valor referencial.

Un modo de realizar estudios del riesgo usando rangos o distribuciones, sería a partir de reemplazar cada término de la ecuación por la Función de Distribución Probabilística Acumulada (CDF, sigla del inglés "*Cumulative Distribution Function*") correspondiente a la distribución de valores; por ejemplo, los CDF correspondientes al 95 percentilo en el numerador de la ecuación de riesgo (concentración de la sustancia, tasa de ingesta) y el 5 percentilo en el denominador de la misma (peso). Esta metodología es definida por la USEPA como el uso de los "*high-end*" y "*low-end*" de los rangos de valores. El "*high-end*" es el valor de la distribución de una variable aleatoria que se encuentra por encima del 90 percentilo pero por debajo de 99,9 percentilo; el "*low-end*", por el contrario, es el valor que se encuentra por debajo del 10 percentilo, pero nunca menor al 0,1 percentilo de una distribución (USEPA, 1992a).

Este procedimiento resulta "en apariencia" probabilístico; se podría llamar, por tal, seudoprobabilístico. Sin embargo, en la realidad, es determinístico, usando un valor único que representa toda la distribución de valores (Figura 3.2.1).

Esta metodología también suele incurrir en sobrevaloraciones (Burmater y Bloomfield, 1996).

Así, estos autores expresan que, por ejemplo, si se tiene distribuciones lognormales y normales mezcladas (como es común que suceda),

"El promedio del valor del riesgo no es igual al producto y/o división de los promedio de las distribuciones de los términos del modelo que calcula el riesgo

y

"El 95 percentilo de la distribución del riesgo es menor al producto de todos los 95 percentilos de las distribuciones de valores de los términos del numerador del modelo dividido el producto de los 5 percentilos de los del denominador" (Burmater y Bloomfield, 1996).

Además, se dice:

“Sin un estudio completo, no puede saberse de antemano de qué percentilo de la distribución se trata si se calcula un valor de riesgo a partir de una ecuación que agrupa, promedios, “high-ends” y “low-ends” (Burmaster y Bloomfield, 1996).

El modo, entonces, de considerar a las variables como rangos es a partir de las técnicas probabilísticas genuinas.

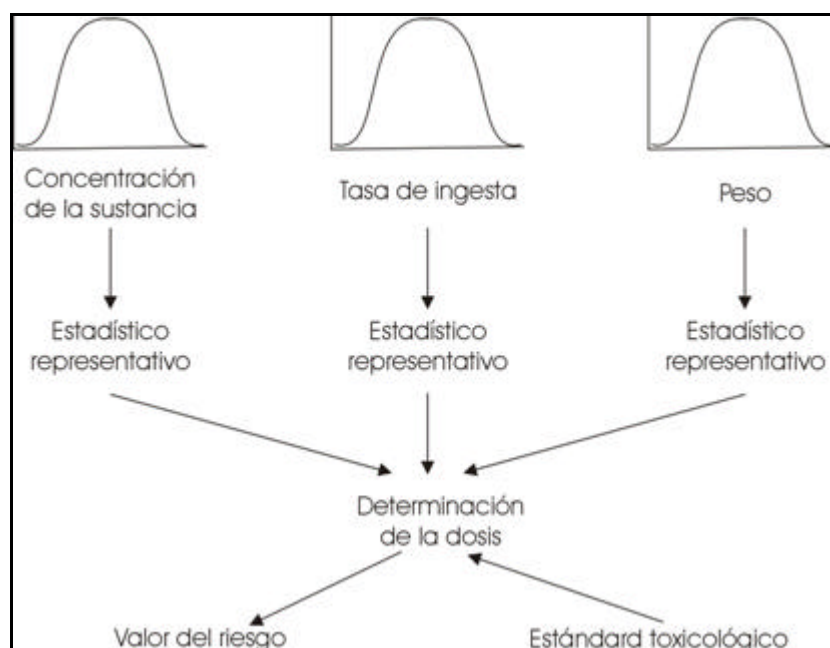


Figura 3.2.1. Obtención de valores determinísticos del riesgo mediante la selección de estadísticos que representan la distribución de valores para un ERDpunt.

El Riesgo Probabilístico

El análisis de riesgo probabilístico puede ser definido como aquella evaluación que utiliza modelos basados en probabilidades para representar cómo se distribuyen los niveles de riesgo en la población o para caracterizar la incertidumbre en dichas estimaciones (USEPA, 1999c). La relación entre los ERP y los estudios de incertidumbre es tan estrecha que el ERP puede ser considerado, directamente, un análisis de incertidumbre (AI) aplicado a un análisis de riesgo, y el que asume que las variables insumo del modelo son aleatorias (Iman y Helton, 1988). Las metodologías ERP surgen del reconocimiento de la ocurrencia de factores inciertos (o variables), tanto en la población humana como en el medio, que influyen sobre el estudio del riesgo y, consecuentemente, en la gestión basada en el mismo (Thompson y Graham, 1996). La complejidad surge del hecho que, normalmente, existen varias fuentes de incertidumbre y variabilidad influyendo sobre el riesgo de manera simultánea y que pueden no actuar independientemente unas de otras (USEPA, 1999c).

Debido a que es imposible crear un modelo “perfecto”, es decir, que imite exactamente la realidad en cada detalle, forzosamente se debe lidiar con incertidumbres las cuales, obviamente, es importante cuantificar. Walker et al. (2003) definen la incertidumbre como “cualquier desviación del inalcanzable ideal del completo determinismo”. Cuando se habla de incertidumbre en general se suele agrupar a la variabilidad y a la incertidumbre en un único concepto. Sin embargo existen diferencias entre ambos (Walker et al., 2003): la variabilidad representa la heterogeneidad natural fisiológica, bioquímica o comportamental de la población humana (por ejemplo, la tasa fisiológica de ingesta de agua), la cual no puede ser reducida con un mayor nivel de estudio (USEPA, 1999a); a veces, se la suele llamar “incertidumbre variable” (Walker et al., 2003). La incertidumbre en sentido estricto, por otro lado, es la ignorancia o la falta de conocimientos sobre un fenómeno dentro de la población (por ejemplo, el patrón de comportamiento que gobierna la cantidad de agua ingerida con relación a otras bebidas), y que sí puede ser reducida con estudios específicos de mayor profundidad (USEPA, 1999a). Este tipo general de incertidumbre (que agrupa otros subtipos) es común que se la denomine “incertidumbre epistémica” (Walker et al., 2003).

Existen diferentes clases de incertidumbre epistémica, entre ellas:

- Incertidumbre de los parámetros (Parameter Uncertainty, en inglés), los cuales son introducidos cuando se carece de un conocimiento completo de los mismos, sea debido a su variabilidad natural o directamente por inexactitudes en su estudio.
- Incertidumbre de los modelos (Model Uncertainty, en inglés), lo cual surge de lo ya mencionado acerca de la inexacta representación de la realidad que genera cualquier modelo.

Para un estudio más preciso del concepto de incertidumbre con relación a los estudios de riesgo y su gestión se puede consultar: Iman y Helton, 1988; Iman, 1990; Sutter II, 1990; Hammond et al., 1994; Burmaster, 1996; Pat-Cornell, 1996; Casman et al., 1999; Apeland et al., 2002; Moschandreas y Karuchit, 2002; Smith, 2002; Thompson, 2002; Walker et al., 2003).

Las ERP son técnicas que, en vez de operar con un valor único para cada término del modelo analítico (sea éste un valor estandarizado o un estadístico seleccionado de una distribución), lo hace con distribuciones de valores, obteniendo también una distribución como resultado del mismo, la cual incluye y permite representar la incertidumbre y/o variabilidad resultante del modelo. Existe una profusa bibliografía que analiza la diferenciación entre las metodologías determinísticas y probabilísticas así como la discusión del rol de la variabilidad e incertidumbre. Pueden consultarse: Bogen, 1990; Hammonds et al., 1994; Crovelli, 1995; Baird et al., 1996; Burmaster, 1996; Thompson y Graham, 1996; USEPA, 1997c; USEPA, 1999c; Kalberlah et al., 2003.

En un ERP cada término para el cálculo del riesgo se considera una variable aleatoria que puede adquirir un rango de valores a partir de definir matemáticamente su densidad de probabilidad (en inglés, "Probability Density Function" o PDF), la cual responde a un tipo de distribución de P (normal, lognormal, exponencial, uniforme, etc.). Esta función describe la distribución de valores que la variable puede adoptar indicando su nivel de probabilidad (USEPA, 1999a), lo cual puede expresarse gráficamente tanto como PDF no acumulativas como acumulativas (CDF). Por distintas técnicas, por ejemplo de propagación de incertidumbre tal como Monte Carlo –ver más adelante–, se obtiene una PDF o CDF del riesgo que contiene la incertidumbre de las variables. Finalmente, de esta PDF o CDF puede seleccionarse un valor único representativo de esa distribución (Media, Mediana, UCL 95, o el 95 percentilo), o la distribución misma.

Existen diferentes técnicas que permiten examinar el comportamiento de los distintos tipos y niveles de incertidumbre de las variables que integran el modelo sobre los resultados del mismo (Abrahamsson, 2002). Entre ellas, la propagación de la incertidumbre de cada variable y su influencia sobre los resultados del modelo, las medidas de la importancia relativa de la incertidumbre de cada variable y los análisis de sensibilidad del modelo. A continuación se explican sucintamente cada una de ellas:

Propagación de la incertidumbre de la variable. El análisis de Monte Carlo.

Los AI son métodos para investigar la distribución teórica de valores de una variable aleatoria a partir de datos de la misma y de la aplicación de técnicas de propagación sobre ellos. Estas "transmiten" la incertidumbre de la variable medida a la distribución teórica con lo que se obtiene una aproximación probabilística de la misma derivada analíticamente. Existe una buena cantidad de bibliografía en la cual se discute el mejor mecanismo para obtener probabilísticamente una distribución de valores y como aplicarla en el contexto de los estudios de riesgo, entre ellos Hammond et al., 1994; Crouch et al., 1995; USEPA, 1992b; USEPA, 1997b; USEPA, 1997c; USEPA, 1999a; Connecticut Department of Environmental Protection, 2000; Verdonck, 2003; y otros). La técnica de propagación más conocida y utilizada es Monte Carlo (MC) (USEPA, 1999a, Abrahamsson, 2002).

El procedimiento de MC en su versión simple ("Simple Random Sampling" o SRS (Hammond et al., 1994)) se basa en generar un número elevado de "muestras" según niveles de probabilidad aleatorios para una variable de la que se tienen un conjunto restringido de datos "medidos" asumiendo que los mismos responden a una distribución teórica de P (normal, lognormal, beta, etc.) (Hammond et al., 1994). De cada una de esas muestras se calcula un valor de la variable "estimada" por el método de transformación inversa. Este conjunto de datos "estimados" conforma una nueva distribución de valores más numerosa (dependiendo del número de iteraciones, desde 5000 a 10000) y que se asume "representa" la distribución original en cuanto a variabilidad e incertidumbre (Figura 3.2.2). Finalmente, de ésta pueden seleccionarse valores representativos (Media,

Mediana, UCL 95, o el 95 percentilo), o la distribución misma, como se dijo anteriormente. En resumen, MC SRS es un procedimiento iterativo sobre la base de una selección aleatoria de escenarios (USEPA, 1994).

Debido a la necesidad de asegurar la representación de los valores cercanos a las colas de la distribución, lo cual sólo se asegura en MC SRS tras una buena cantidad de muestras aleatorias, cosa que exige números importantes de iteraciones, surgieron técnicas que aseguran un muestreo representativo sin necesidad de excesivas simulaciones. Una de ellas es la denominada “Hiper cubo Latino”, la que se basa en dividir la distribución de valores en intervalos cada uno de los cuales es muestreado con el mismo nivel de P (Iman, 1990; Iman, 1999; Verdonck, 2003). Debido al avance de las técnicas computacionales y el poder de cálculo que tienen hoy incluso las PCs hogareñas, se pueden realizar miles de simulaciones MC en relativamente poco tiempo.

Con respecto a la propagación de la incertidumbre de las variables a los resultados del modelo, MC SRS puede obtener la incertidumbre global tras la resolución analítica del modelo. La realiza a partir de aplicar n veces la función inversa a partir de n valores de probabilidad extraídos al azar para cada una de los parámetros intervinientes en las ecuaciones del riesgo (ecuaciones 3.2.3 y 3.2.4), seleccionados a partir de la distribución de valores de probabilidad teóricas que se asume adopta cada variable insumo (Figura 3.2.3.). Para asegurar la no ocurrencia de submuestreo en alguna parte de la distribución de valores probabilísticos debido al propio procedimiento aleatorio, el número de iteraciones debe ser lo suficientemente grande.

Es de destacar que cada iteración representa la resolución de una “ecuación determinística” cuyos valores fueron seleccionados aleatoriamente de la distribución de valores correspondiente a cada parámetro, y constituye en realidad un posible escenario de exposición (Verdonck, 2003). El conjunto de iteraciones construye una distribución de valores definidos por niveles de probabilidad, conjunto que representa “la variabilidad de la exposición que podría ocurrir en la población” (USEPA, 1999a). Entonces, el ERP se convierte en la combinación operacional de distintos valores aleatorios surgidos de los PDFs de las variables de la exposición con la toxicidad, obteniendo como resultado de la ecuación del riesgo una distribución (USEPA, 1999a) que contiene la incertidumbre y/o variabilidad de las variables insumo.

La USEPA considera que la aplicación de la técnica de MC se justifica en los casos en que los estudios determinísticos revelan que el cociente de riesgo se halla por encima de la unidad (USEPA, 1997c).

La descripción de la incertidumbre se realiza bajo la forma de histogramas, la CDF, o estadísticos representativos de la distribución, tales como la media

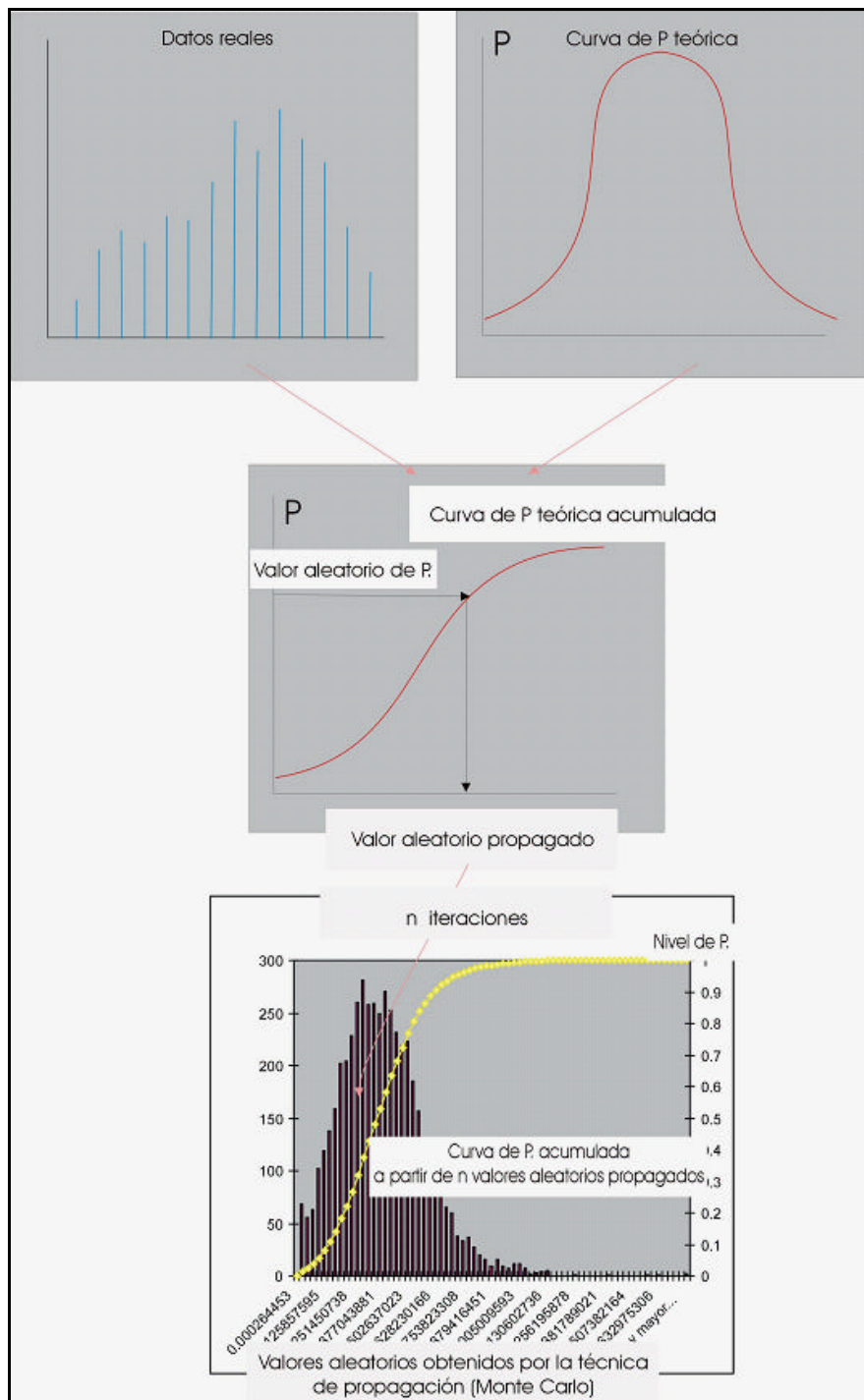


Figura 3.2.2. Aplicación de la función inversa para una distribución normal según un muestreo al azar tal como realiza Monte Carlo.

aritmética, mediana, desvío estándar, coeficiente de variación, o alguna otra medida referencial (diferentes percentilos, 90, 95, etc.), o los “high-ends” de

USEPA. La USEPA considera que los valores de riesgo entre el 90 y el 99,9 percentilo son buenos estimadores del riesgo poblacional ya que incorporan niveles aceptables de incertidumbre, siendo el 95 un buen punto de inicio (USEPA, 1992a).

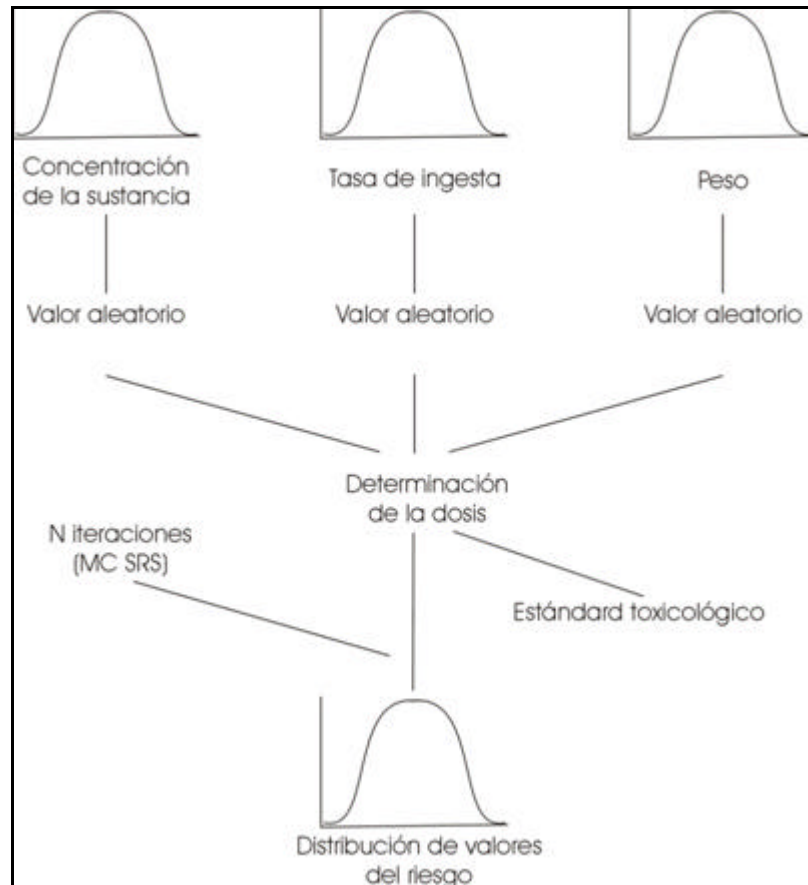


Figura 3.2.3. Esquema de la aplicación del método probabilístico para estimar el riesgo, obteniéndose una distribución a partir de la distribución de las variables.

Esta técnica de MC se denomina de “muestreo simple” (de allí la sigla SRS), de primer orden o monodimensional, para diferenciarla de las técnicas de doble muestreo, de segundo orden o bidimensionales (MC SO). El problema que tiene la técnica MC SRS es que es incapaz de diferenciar entre la incertidumbre epistémica y la variabilidad en aquellas variables que poseen ambos tipos de incertidumbre. Debido a que éstas provienen de diferentes fuentes, tienen diferentes interpretaciones y poseen distintas consecuencias de cara a la toma de decisiones basadas en el riesgo, existe toda una corriente analítica dentro de los análisis de riesgo que ve conveniente analizar la incertidumbre y la variabilidad por separado (Burmester y Wilson, 1996). Un análisis de MC SO permite, para cada percentilo de una distribución de la variabilidad, calcular un intervalo de confianza o un rango de incertidumbre (Troy Tucker y Ferson, 2003; Verdonck,

2003), también denominadas “bandas”. En la Figura 3.2.4 se muestran, a modo de ejemplo ilustrativo, bandas de incertidumbre hipotéticas para valores de riesgo crecientes.

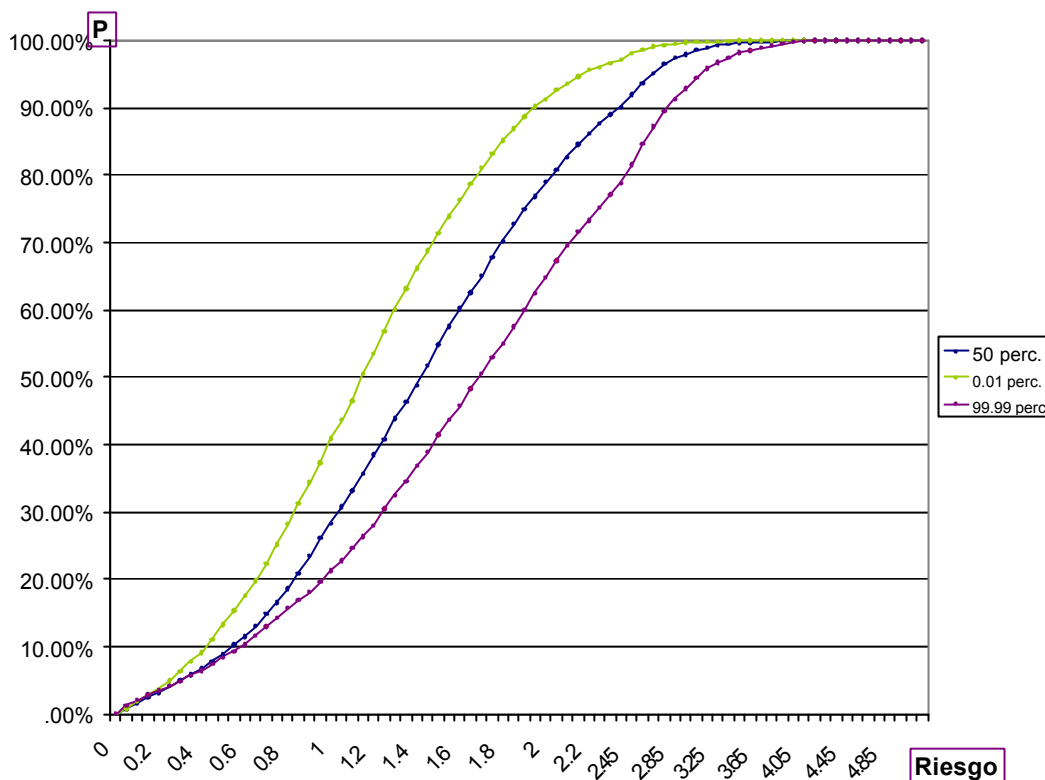


Figura 3.2.4. Bandas de incertidumbre hipotéticas para valores de riesgo crecientes.

Análisis de sensibilidad

Básicamente, los análisis o estudios de sensibilidad (ES) son métodos para estimar el efecto de los cambios en las variables insumos sobre el resultado de un modelo (Iman y Helton, 1988; Iman, 1990; Helton y Davis, 2001; Abrahamsson, 2002). Así, una variable insumo contribuye significativamente con el resultado del modelo analítico del riesgo si es altamente variable o incierta y estas características se propagan a él (USEPA, 1999c). Las variables “sensibles” son las que tienen un impacto profundo sobre los resultados del modelo analítico, de modo que pequeños cambios en éstas pueden generar grandes efectos sobre aquellos. Un ES es, entonces, un modo de identificar la importancia de cada variable sobre el modelo, indicando cuales son las variables sensibles, es decir, las que contribuyen de modo preferencial sobre su incertidumbre. Existen diferentes técnicas analíticas que pueden ser utilizadas para el análisis de sensibilidad, algunas muy simples e intuitivas y otras más complejas y sofisticadas (USEPA, 1999c), tales como análisis de regresión o correlación,

estudios que permiten determinar qué factor participante del riesgo contribuye en mayor grado con la varianza final del modelo.

Existen diferentes técnicas que se pueden aplicar fácilmente a los estudios de riesgo (USEPA, 1999c). Una de los procedimientos más simples es calcular la correlación de cada variable del modelo respecto del resultado del mismo. Normalmente se aplican los coeficientes de correlación lineal (Correlación de Pearson), o los de correlación de orden (Correlación de Spearman). Para una descripción general de estos estadísticos puede verse Isaaks y Srivastava (1989) o Goovaerts (1997); para una aplicación más específica en el contexto de los ERP, puede consultarse USEPA (1999c).

Otra opción de las muchas que ofrece la bibliografía es un par de técnicas que aplican el mismo principio: la “Técnica de la Perturbación del Parámetro Individual” (*“Single Parameter Perturbation Technique”* en inglés) (Korre et al., 2002), el que se basa en cambiar el valor de uno de los parámetros por vez mientras se mantienen todos los demás, y con ello determinar el impacto relativo del cambio sobre el resultado del modelo, con lo que se puede apreciar la sensibilidad del mismo. Consistiría, primeramente, en ejecutar el MC SRS para calcular el riesgo probabilístico bajo dos escenarios: con el valor mínimo y el valor máximo de la distribución de valores del parámetro que se quiere testear su nivel de sensibilidad, obtenida por la aplicación previa del modelo. Estas dos nuevas MC SRS se efectúan dejando constante los valores señalados, calculándose sendas Dosis Diarias Promedio. Posteriormente se aplica el método de la “raíz cuadrada del promedio de los errores cuadrados” (RPEC) sobre los datos de riesgo, siendo el “error” el rango entre el máximo y el mínimo valor propagado según cada iteración del MC SRS.

El RPEC responde a la siguiente fórmula:

$$RPEC = \sqrt{1/n \sum_{i=1}^n (Z_{di} - Z_{ri})^2}$$

Ecuación 3.2.6.

donde

Z_{di} = Valor del riesgo con el valor máximo de la distribución de valores del parámetro según aplicación previa de MC SRS

Z_{ri} = Valor del riesgo con el valor mínimo de la distribución de valores del parámetro según aplicación previa de MC SRS.

Otra metodología, variación de la anterior, y presentada por Korre et al. (2002), calcula un “Índice de Sensibilidad” para el parámetro utilizando la siguiente expresión:

$$SI = 1 - ADD_{min}/ADD_{max}$$

Ecuación 3.2.7.

donde

SI = Índice de Sensibilidad

ADDmin= Dosis Diaria Promedio con el valor mínimo de la distribución de valores del parámetro según aplicación previa de MC SRS

ADDmax= Dosis Diaria Promedio con el valor máximo de la distribución de valores del parámetro según aplicación previa de MC SRS

Estas dos técnicas se aplican sobre todos los parámetros intervinientes del modelo y luego se los compara. En ambas técnicas, cuanto más grande es el valor obtenido para el parámetro mayor sensibilidad muestra, o dicho de otra manera, su varianza tiene mayor efecto sobre el resultado final del modelo.

A modo de resumen se pueden establecer las ventajas y desventajas tanto del análisis determinístico (bajo la forma del "*point estimate*") como del probabilístico según USEPA (1999c), lo cual se presenta en Tabla 3.2.1 y 3.2.2.

Ventajas	Desventajas
Útil como análisis de pantallazo inicial, indicando que podría incurrir en sub o sobreestimaciones.	Al generalmente no hacerse estudios de sensibilidad, o hacerlos sobre los patrones de exposición más importantes o las concentraciones de interés, pierde el valor informativo brindado por la incertidumbre.
La utilización de valores representativos conservativos dan una medida semicuantitativa de la variabilidad.	No provee una medida de probabilidad de excedencia de niveles de riesgo ni el nivel de confianza de los mismos.
Cuenta con una base metodológica consistente y posee numerosos lineamientos estandarizados.	Provee pocos incentivos a la colección de mayor y mejor información.
Es fácilmente entendible y comunicable.	Puede introducir inconsistencias entre análisis de riesgos puntuales sobre dos sitios si se producen diferentes elecciones en el procedimiento de cálculo.
No consume demasiado tiempo ni recursos económicos.	No aprovecha toda la información disponible.

Tabla 3.2.1. Comparación de las ventajas y desventajas del análisis de riesgo determinístico (basado en USEPA, 1999c)

Ventajas	Desventajas
Hace un mayor uso de información local para caracterizar la variabilidad e incertidumbre.	Generalmente hay insuficiencia de información para hacer estudios exhaustivos de la incertidumbre de parámetros del análisis.
La información cuantitativa sobre la incertidumbre puede ser modelada generando las distribuciones de valores.	Modelar las distribuciones consume tiempo y dinero.
Los análisis de sensibilidad permiten identificar las influencias de los parámetros sobre la variabilidad e incertidumbre del sistema.	Las distribuciones de probabilidad pueden generar en el operador una falsa sensación de seguridad, ocultando la dependencia del modelo de las elecciones hechas por el operador.
Genera una visión del riesgo más abarcativa, lo que favorece la toma de decisiones.	La complejidad de la metodología puede oscurecer las asunciones del modelo y errores metodológicos.
	Puede requerir grandes esfuerzos para lograr una buena comunicabilidad de la metodología o de los resultados.

Tabla 3.2.2. Comparación de las ventajas y desventajas del análisis de riesgo probabilístico (basado en USEPA, 1999c)

3.2.4. El análisis de riesgo conjunto

Es común que el riesgo se plantee de manera independiente, es decir, sustancia por sustancia. Ya se dio cuenta de esto en el apartado 3.2.1., cuando se lo mencionaba como una de las críticas del CRARM (1997). Sin embargo, cuando la exposición no es a una única sustancia sino a una mezcla, pueden ocurrir mecanismos de interacción toxicológica entre ellas. El riesgo por “mezclas de sustancias” (“Chemical Mixtures Risk”) emplea variaciones de la metodología de manera de considerar la posibilidad de aquel tipo de interacciones (USEPA, 1999b).

Visto en el contexto del presente estudio, podría ocurrir que en el agua de consumo se presente más de una sustancia sobre la cual sea relevante el riesgo individual, razón por la cual sea pertinente analizar el riesgo conjunto también.

El punto central del estudio es el reconocimiento de interacciones toxicológicas entre las sustancias, sean éstas de aditividad, antagonismo, sinergismo, potenciación u otros. Sin embargo, esto no es tarea sencilla, ya que en realidad existe poca información disponible comparando con los estudios sobre sustancias individuales (Carpenter et al., 1998), aunque existe un marcado interés en el desarrollo de este tipo de estudios (Feron et al., 1998).

A nivel metodológico, la USEPA sugiere que ante la inexistencia de evidencias de interacciones toxicológicas entre sustancias que integran una mezcla, debe asumirse independencia de efectos (1999b), agregando que, para el

análisis de los efectos toxicológicos pueden emplearse modelos “efecto aditivos” basados en los efectos individuales de los componentes de la mezcla (USEPA, 1999b).

Los tóxicos que responden al modelo “efecto aditivos” o “respuesta aditivos” son aquellos que, al participar de una mezcla, se comportan de manera independiente unos de otros; así, la respuesta del organismo a uno de ellos es la misma estén o no el resto de los que participan de aquella (USEPA, 1999b). Para el caso de sustancias que respondan a esta caracterización, el riesgo conjunto puede calcularse con un buen nivel de aproximación como la adición simple de los riesgos individuales de las sustancias involucradas (USEPA, 1999b). Este esquema se asume en el caso de los contaminantes analizados en el presente estudio ya que en principio no se han encontrado referencias bibliográficas que avalen relaciones entre el nitrato y el fluoruro.

3.2.5. La percepción del riesgo

Cuando se habla del riesgo por una determinada fuente es necesario conocer el nivel de peligrosidad que le asigna la gente a la misma según su “saber y entender”. Y muy relacionado con esto, es de importancia capital también conocer su nivel de amenaza “aceptable” o “tolerable”. El nivel de riesgo aceptable deriva, en definitiva, del establecimiento de estándares socialmente admitidos, los que provienen de la elaboración de diferentes factores, muchos de ellos subjetivos, distintos a los que se utilizan para un análisis de riesgo por metodologías científicas, tal como plantean los apartados anteriores. Por esa razón el riesgo “socialmente percibido”, o subjetivo, no siempre coincide con el riesgo “técnicamente evaluado”, u “objetivo” (Slovic, 1999).

Es importante, entonces, el estudio sobre las determinantes de la percepción del riesgo por el público pues, como expresan Sandman et al., (1998), esta percepción tiende a determinar la respuesta al mismo. Es decir, este juicio de valor sobre el nivel de amenaza de un evento juega un rol prominente en las decisiones que toma la gente (Slovic, 1987).

Se entiende por riesgo percibido a aquel cuya magnitud proviene de una construcción mental que elabora un juicio de valor sobre un nivel de amenaza personal. Y ello se hace en base a una serie de parámetros y estimaciones propias o colectivas no surgidas como resultado de una evaluación técnica o científica sobre el caso particular. Es decir, en su construcción participan elementos psicológicos, sociales, culturales y políticos (Slovic, 1999), generándose un “conjunto de estrategias mentales”, o heurística, con las cuales se “da sentido a un mundo incierto” (Slovic, 1987). Sería una evaluación del riesgo “intuitiva” (Slovic, 1987) propia de un ciudadano sin conocimientos particulares sobre las problemáticas generadoras del riesgo más allá de su relación directa o indirecta con la situación peligrosa. A este aspecto subjetivo de la evaluación de la amenaza se le dio el término en inglés de *outrage* (Sandman et al., 1998).

El juicio “percibido”, como se dijo, se halla influenciado por una serie de parámetros socio-sicológicos. A continuación se brindan algunas circunstancias que se ha determinado incrementan la percepción del riesgo (modificado de Slovic, 1987):

- Si el riesgo tiene el carácter de catastrófico, es decir, que pueda causar muerte colectiva.
- Si el agente causal es desconocido.
- Si no se tiene un buen conocimiento sobre el proceso desencadenante del riesgo o sus efectos.
- Si se percibe que la fuente del riesgo es incontrolable.
- Si la gente expuesta al riesgo siente que está en esa situación involuntariamente.
- Si existe una peligrosidad mayor para grupos especialmente vulnerables como niños, ancianos, discapacitados, enfermos, etc.
- Si no se tiene confianza en las instituciones que deberían encargarse de reducirlo.
- Si la problemática es recogida por los medios masivos de comunicación.
- Si los riesgos cuentan con antecedentes cercanos de situaciones semejantes, y peor aún, si finalmente se efectivizaron las consecuencias negativas potenciales.
- Si se percibe que exponerse al riesgo no genera algún tipo de beneficio como contrapartida de modo que balancee el análisis costo - beneficio.
- Si se está convencido que la exposición a la amenaza surge a partir de una situación que beneficia a un tercero.
- Si se considera que los efectos potenciales del riesgo son irreversibles.
- Si el agente causal no puede ser percibido por los órganos de los sentidos.
- Si los efectos son en el futuro, a mediano o largo plazo.
- Si los efectos afectan a las futuras generaciones.
- Si las víctimas son identificables, es decir, con las cuales la persona expuesta pueda sentirse “en comunidad”.

- Si la fuente de riesgo está relacionada a causas humanas, o fallas tecnológicas.

Si bien la percepción del riesgo es “subjetiva”, puede ser evaluada objetivamente, por ejemplo mediante una técnica denominada sicométrica (Slovic, 1987). Esta se basa en el relevamiento de “juicios de valor” en la población bajo estudio, una taxonomía de los riesgos, para luego estudiar las causas de las discrepancias entre estas estimaciones y las objetivas del riesgo.

Esta técnica plantea que el riesgo percibido posee una naturaleza “multidimensional”, en un espacio definido por una “dimensión vertical”, que expresa el grado en que la peligrosidad percibida es conocida o entendida y una “dimensión horizontal”, que tendría que ver con el nivel de controlabilidad y de catástrofe que posee.

Una de las razones más poderosas que juega en la percepción del riesgo es el miedo, “nuestra rápida, instintiva e intuitiva reacción al peligro” (Slovic et al., 2002a). Pero otro aspecto sumamente importante es la respuesta “afectiva”, entendiendo por tal al conjunto de sentimientos involucrados, los cuales, con relación a la percepción del riesgo, generan una “heurística del afecto” (Slovic et al., 2002b) que, además de modelarla, tiene gran influencia en el modo en que se toman decisiones (Slovic et al., 2002b). Así, por ejemplo, se ha demostrado una correlación negativa entre la percepción del riesgo y los beneficios que pudiera redundar de estar expuesto a él. Es decir, cuanto más beneficiosa se percibe una situación, menor sensación de riesgo produce y viceversa. En esto no sólo participa lo que la gente “piensa” sobre cómo y en qué grado la fuente de riesgo podría afectarlo, sino también lo que “siente” con relación a ello (Slovic et al., 2002b). Se ha estudiado la dependencia de la percepción del riesgo con estados emocionales, por ejemplo, con la ansiedad y la depresión (Eisenberg et al., 1998), el miedo y el enojo (Lerner et al., 2001) o generándolos, por ejemplo la preocupación, constituyéndose ésta en una de las determinantes más importantes para la asignación de prioridades para su reducción (Baron et al., 2000).

Un elemento modelador del “pensamiento y sentimiento” del público son los medios masivos de comunicación. En investigaciones acerca del nivel de influencia de la prensa sobre la percepción del riesgo ambiental, los autores informan que la prensa reporta 7 veces más frecuentemente los accidentes aéreos que notas acerca del peligro de fumar, aunque el fumar contribuye 26,5 veces más en el número de muertes para el mismo período de tiempo (Nerb et al., 2001). La prensa es más proclive a presentar como noticias aquellos eventos que generan efectos simples y agudos que los que generan riesgos crónicos o abstractos (Nerb et al., 2001). Es decir, la prensa devuelve a su público principalmente elementos de orden subjetivo con relación a las amenazas, resaltando el aspecto “dramático” de la historia (Synger y Endreny, 1994). Se coincide con Sandman (1994) en que la cobertura periodística en tópicos de riesgo ambiental no está directamente

relacionada con la seriedad objetiva del riesgo (por ejemplo, para la salud del expuesto), sino con otros aspectos menos técnicos y más relacionados con la denominada heurística del afecto tales el miedo, el enojo y la asignación de culpas. Se ha comprobado la mayor influencia de las noticias sobre la persona común que sobre la técnica en cuanto al nivel de gravedad del riesgo percibido (Baron et al., 2000), lo que pone en evidencia el conflicto existente entre el negocio de los medios y los informes científicos y técnicos, generando disparidad de criterios a la hora de comunicar el riesgo (Synger y Endreny, 1994).

En contraposición a lo recientemente expresado, la visión objetiva del riesgo, o técnica, no posee ese carácter multidimensional antes planteado, sino que su nivel depende de su caracterización técnica.

Resumiendo, la percepción del riesgo se construye a partir de una compleja maraña de factores psicológicos, sociales, culturales, políticos, etc. En ese marco, a una misma situación de peligro pueden asignársele dos niveles diferentes de riesgo, uno surgido a partir de la evaluación “objetiva” y otro de la “subjetiva”. Ante esta situación, en países con tradición en la aplicación de regulaciones emanadas de metodología técnicas “objetivas” de evaluación de riesgos, el público suele aducir sospechas sobre estos últimos, argumentando que estas metodologías “son inconsistentemente aplicadas, y están sujetas a la manipulación por el aparato burocrático, sobre todo en aquellas cuyos resultados puedan generar impactos económicos a la industria” (WHO, 1999), lo cual tiene que ver con la “intrusión” de la heurística del afecto en el contexto de aplicación de los resultados de los estudios generando su precario nivel de credibilidad.

Se ha reconocido la importancia de relevar el valor de la visión comunitaria en la construcción del riesgo subjetivo para contextualizar las pautas de gestión que emanen de las evaluaciones técnicas del peligro. El conjunto riesgo objetivo más el subjetivo, entonces, no deben pensarse aisladamente debido a la importancia de ambos en el contexto de la gestión del riesgo.

3.3. El riesgo ambiental y el uso del SIG

3.3.1. Los Sistemas de Información Geográficos

Un SIG es un sistema asistido por computadora para la adquisición, almacenamiento, análisis, manipulación y visualización de datos espacialmente referenciados en la Tierra (Burrough, 1986). Los SIG ya han logrado hacerse de un lugar en muchas de las áreas que requieren descripción espacial y manipulación de la información, convirtiéndose en una herramienta esencial para quienes son responsables del manejo del espacio, proveyendo información estratégica para brindar soporte en el proceso de diagnóstico y toma de decisiones.

Reconociéndose que la ocurrencia de la degradación del medio es un fenómeno espacialmente distribuido, el manejo del riesgo de un modo

especializado rápidamente se constituye en un objeto deseable que pueda ser atacado con las herramientas SIG las que, además, resultan excelentes medios de visualización areal del nivel de amenaza. La visualización del riesgo puede ser visto tanto como una metodología de cálculo y análisis como de comunicación, pudiéndose traslucir, rápidamente, la importancia que puede adquirir para los sistemas de toma de decisiones.

Por eso, para apuntalar el poder informativo de la herramienta, una buena estrategia es apuntar a la interactividad sistema – usuario. Una herramienta de visualización como es un SIG cubre satisfactoriamente esta expectativa, ya que el usuario define las condiciones bajo las cuales desea generar su mapa y, eventualmente, decidir acciones en base a los resultados.

Los sistemas de información contemplan el manejo ambiental a partir de una perspectiva sistemática y dinámica en tiempo y espacio. La filosofía del diseño de estos sistemas reconoce que el ambiente es *per se* un sistema muy complejo con una alta diversidad de variables interactuantes. Este reconocimiento enfatiza la necesidad de incluir procedimientos lógicos y un entramado conceptual que reflejen el carácter dinámico de los sistemas naturales a la vez que constituyan un modelo para que las decisiones sean tomadas de una manera racional (de Pablo et al., 1983; Lucas, 1983).

3.3.2. Las tecnologías de visualización

Un apartado propio le corresponde a las nuevas tecnologías de comunicación: la computación, las redes e Internet.

Si bien es necesario analizar cuál forma de representación es la más adecuada en función del contexto de manejo de la información representada (ráster o vector, lo que se discute en un apartado específico), la posibilidad de contar con ambientes multimedia es un valor en sí mismo que ofrece muchas oportunidades. Esto lo permite la visualización digital que, gracias al poder de cálculo que tienen hoy incluso las PC hogareñas, pueden manejar distintos tipos de datos (por ejemplo, datos del terreno, imágenes satelitales) con los cuales generar representaciones para visualizar información.

En ese sentido, un paquete software SIG muy difundido es el ArcView (ESRI, 1996a), desarrollado por Environmental Systems Research Institute (ESRI, sitio que se puede visitar en <http://www.esri.com>). Esta es una herramienta poderosa y fácil de usar que es operable desde una PC promedio, y es la que se ha seleccionado para realizar el SIG sobre riesgo. Este software cuenta con un manual que es realmente una guía metodológica (Using ArcView SIG (ESRI, 1996a)) así como uno sobre la programación con el Avenue (Using Avenue. Customization and Application Development for ArcView SIG, (ESRI, 1996b)).

Otras razones que llevan al ArcView al nivel de popularidad que posee como software de SIG de acuerdo con ESRI, 1996a son:

1. Ya se dijo que es muy fácil de operar. El software posee una ayuda en línea muy explicativa y el paquete viene con un curso para aprender a operar el programa. Por otro lado, existen numerosos cursos en Internet de acceso libre y gratuito, con aplicaciones y estudios de casos.
2. Esta disponible para distintos sistemas operativos (Windows, Mac, y UNIX).
3. Permite incorporar distintos tipos de insumos de información, a saber: imágenes (formatos bitmap tales como BMP, TIFF, JPG y otros), bases de datos (formato DBF de Dbase), texto y gráficos, hojas de cálculo (XLS de Excel o WKS de Lotus), mapas (varios formatos de otros SIG, por ejemplo ArcInfo, Erdas, Idrisi, etc.), archivos multimedia, y archivos CAD (archivos DXF).
4. Permite elaborar rápidamente mapas a partir de la información de base
5. En ArcView se puede anexar a la base de datos en uso, otras externas (comando "Joining tables") ampliando la base informativa.
6. Este SIG permite visualizar la información como mapas o gráficos (de torta, de barras, tablas, etc.) para las presentaciones y reportes.
7. La representación espacial de la información puede ser bajo el formato raster o vector.
8. La visualización de la información en los mapas es fácilmente adaptable a partir del comando "Query".
8. ArcView provee herramientas de edición o para la creación de mapas nuevos.
9. De ellas, una herramienta muy interesante la presenta el "GeoProcessing Wizard" que permite utilizar varias opciones para crear o "agregar" información. Por ejemplo, con los comandos fraccionar polígonos (split), fusionar (merge), unir (union), etc.
10. Si bien es un paquete comercial, el sitio ESRI ofrece un software visualizador gratuito (ARC Explorer 2.0) que permite apreciar las representaciones gráficas generadas con el ArcView.
11. Este software es altamente personalizable debido a la posibilidad de modificar la Interfaz Gráfica de Usuario (GUI), lo que permite editar menús, botones, herramientas y sus propiedades. Esto facilita la posibilidad de dar la apariencia al programa y a los proyectos según las necesidades y conveniencia del operador.

Internet cambió las condiciones de la toma y transmisión de la información para la visualización geoespacial, adquiriendo una importancia creciente en ciertos ámbitos de la sociedad tales como la administración o el comercio (Cartwright et al., 2001).

La Web, sin embargo, no sólo es importante como vehículo de la información. También provee herramientas de visualización on-line, que permite

que los usuarios generen mapas a su medida usando soportes tecnológicos externos y gratuitos. Y también, ofrece la posibilidad de obtener modelos digitales para SIG de modo totalmente gratuitos, tales el caso del paquete SPRING (Ministerio da Ciencia e Tecnología, 2002) o el visualizador ArcExplorer (ESRI).

Esta particularidad ofrece un importante incentivo al uso de estas herramientas de geovisualización basadas en la Web de manera tal que se han popularizado como sistemas de visualización en el que la interactividad se rescata como atributo diferencial respecto de los mapas en soporte papel (Cartwright et al., 2001).

3.3.3. Importancia de las herramientas SIG para la evaluación de riesgo

Como expresa Lavakare (2002), la tecnología SIG está siendo usada cada vez más en los sistemas soportes de decisión espaciales, entre ellas, el riesgo. Para verificar la importancia de las metodologías de análisis de riesgo ambiental enfocadas desde el punto de vista georreferencial, puede hacerse una búsqueda en Internet. Sin embargo, las referencias a metodologías de análisis de riesgo ambiental compatibles temáticamente con la presente tesis son realmente minoritarias. A continuación, se da algún detalle de dos de ellas y luego se mencionan algunas más.

En el Center for Research in Water Resources se desarrolló una metodología de análisis de riesgo ambiental espacial (SERA, o Spatial Environmental Risk Assessment), aunque relacionada con emprendimientos particulares, tal la refinería Marcus Hook en Pennsylvania, con fines decisorios sobre acciones de remediación (Romanek et al., 1999; Hay Wilson et al., 2000; Kim et al., 2000). El acceso a esta institución se encuentra en: <http://www.ce.utexas.edu/centers/crwr>.

La metodología SERA centra su visión en generar una herramienta de evaluación espacial del riesgo en un sitio donde naturalmente ocurren diversas fuentes contaminantes y varias rutas de exposición, tal el caso de una industria compleja. Para ello se tiene en cuenta la descripción digital pormenorizada y georeferenciada del emprendimiento, el diseño de un modelo conceptual sobre el sitio y el planteo de modelos de transporte.

Como se expresa en Kim et al. (2000) “la contribución de esta investigación es aportar una nueva metodología de análisis de riesgo que usa SIG para implementar una evaluación de riesgo ambiental holística que tiene en cuenta múltiples rutas de exposición en instalaciones grandes y complejas”. En él también se expresa que “la toma de decisiones basadas en las evaluaciones de riesgo proveen un mecanismo iterativo estratégico para la protección de la salud y el ambiente, en el cual se requiere la ‘interrelación e interoperatividad’ de la evaluación, la gestión y la comunicación del riesgo” (Kim et al., 2000)

Es interesante el aporte del SERA para este trabajo en el sentido que

- espacializa el riesgo por medio de un SIG
- plantea múltiples rutas de exposición
- integra el riesgo a modelos de transporte, por ejemplo, al MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1988)

aunque se centra en áreas particulares como es una industria grande y compleja.

La otra referencia detallada corresponde a un desarrollo metodológico financiado por la USEPA que adopta la forma de una herramienta informática denominada SADA (Spatial Analysis and Decision Assistance (University of Tennessee, 2002) que se traduciría como “análisis espacial para asistencia de decisiones”). Este software emula un SIG sobre riesgo que se puede obtener en forma gratuita en Internet desde <http://www.tiem.utk.edu/~sada>.

Este producto digital se basa en la aplicación de los algoritmos básicos de los ERA (NRC, 1983; NRC, 1994) para lograr una caracterización y distribución espacial de los potenciales efectos ambientales contaminantes para la toma de decisiones; por ejemplo, para iniciar acciones de remediación o para el análisis de costos. El software tiene la capacidad de realizar análisis de riesgo a la salud humana o ecológico a partir de contaminantes químicos presentes en distintos medios: agua superficial, agua subterránea, suelo, sedimentos, etc.

Como se dijo, los resultados son presentados espacialmente; sin embargo, el sistema adoptado para la representación espacial de la información es en formato ráster. En el apartado de discusión se tratan con más detalles estos aspectos.

Es destacable el aporte del SADA model para este trabajo ya que

- espacializa el riesgo, aunque no es formalmente un SIG.
- está estructurado en un software específico bajo entorno Windows con múltiples capacidades operativas.
- plantea múltiples rutas y escenarios de exposición
- permite implementar diferentes técnicas de interpolación para espacializar la información a partir de puntos discretos.

3.3.4. Otros antecedentes de relación entre SIG y riesgo ambiental

Para una descripción pormenorizada de las aplicaciones y posibilidades que ofrecen los SIG para los estudios de riesgo ambiental se puede consultar, por

ejemplo, **Integrated Risk Assessment and Management: Overview and State-of-the-Art** (Fedra, 1998); y para aplicaciones más específicas, **A GIS-Based Risk Assessment Model: Application on Sites Contaminated by Chlorinated Solvents and Petroleum Hydrocarbons (BTEX)**. (Di Mauro et al., 2000), y **Quantitative Spatial Assessment of the Risks Associated with High Pb loads in soils around Lavrio, Greece** (Korre et al., 2002).

Otro antecedente, aunque en algún aspecto su nivel de pertinencia es menor, es una tesis doctoral que sondea varias cuestiones metodológicas sobre los estudios probabilísticos y la estimación de la variabilidad e incertidumbre tanto espacial como temporal. Como su título lo expresa (**Geo-Referenced Probabilistic Ecological Risk Assessment** (Verdonck, 2003)), a pesar que este trabajo está centrado en la evaluación de riesgo ecológico, los lineamientos metodológicos básicos son comunes con el riesgo sanitario, y tiene la importancia de tratar el tema del riesgo específicamente desde una perspectiva georeferencial.

3.4. Antecedente de la aplicación de metodología de análisis de riesgo ambiental en la Argentina

3.4.1. Los niveles guía de calidad de agua para fuentes de provisión para consumo humano

En el informe intitulado “Marco Conceptual de Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua Ambiente” (SRHN, 2003b) se establece que a partir de 1998 la SRHN junto con la Dirección Nacional de Políticas, Coordinación y Desarrollo Hídrico y el Instituto Nacional del Agua, inició el estudio para el desarrollo de niveles guía de calidad de agua ambiente con el propósito de “contar con pautas referenciales de calidad asociadas a la salvaguardia de los componentes bióticos involucrados en los siguientes destinos sustantivos asignados al agua ambiente en la República Argentina” (SRHN, 2003b). Entre esos destinos sustantivos se encuentran la provisión de agua para consumo humano así como la recreación.

Entre las características de esos niveles guía que se rescatan como “distintivas” se encuentran, además de proteger “la salud y calidad de vida de la población humana” y de ser aplicables a “todos los cuerpos de agua del territorio argentino”, el hecho de ser derivados “a partir de información proveniente de estudios toxicológicos, ecotoxicológicos y epidemiológicos” (SRHN, 2003b). Estos niveles guía “constituyen el marco referencial primario para la especificación de objetivos y estándares de calidad específicos para los cuerpos de agua” los que también pueden aplicarse para evaluaciones de impacto ambiental y para el control de la contaminación (SRHN, 2003b).

La metodología para la derivación de niveles guía de calidad de agua ambiente para consumo humano diferencia entre parámetros prioritarios de calidad de agua que ejercen efectos “tóxicos con umbral” (en este trabajo,

“sustancias no carcinogénicas”) y “carcinogénicas” (“sustancias carcinogénicas”) (SRHN, 2003b).

La metodología para establecer un nivel guía para sustancias “tóxicas con umbral” sigue el siguiente algoritmo, que se basa en WHO (1996).

$$NGAB = IDT * MC * F / C \quad \text{Ecuación 3.4.1.}$$

donde

NGAB: nivel guía para el parámetro prioritario de calidad en el agua para consumo humano [en mg o $\mu\text{g/l}$]

IDT: ingesta diaria tolerable del parámetro [en mg o $\mu\text{g}/(\text{kg masa corporal} * \text{d})$]

MC: masa corporal [en kg]

F: factor de asignación de la ingesta diaria tolerable al agua de bebida

C: consumo diario de agua por persona [en l/d]

siendo:

IDT = NOAEL o LOAEL/FI

y:

NOAEL: nivel de exposición al parámetro sin efecto adverso observado [en mg o $\mu\text{g}/(\text{kg masa corporal} * \text{d})$]

LOAEL: menor nivel de exposición al parámetro al cual un efecto adverso es observado [en mg o $\mu\text{g}/(\text{kg masa corporal} * \text{d})$]

FI: factor de incertidumbre

Esta metodología adopta una masa corporal igual a 60 kg y un consumo diario de agua por persona igual a 2 l/d, valores utilizados por la Organización Mundial de la Salud en la elaboración de sus recomendaciones inherentes al agua de bebida para una persona adulta (WHO, 1996).

3.4.2. Análisis de riesgo areal urbano en base a los recursos hídricos: el caso de Salliqueló, Argentina.

Existe un antecedente al presente estudio que consistió en un análisis de riesgo ambiental areal urbano aplicado en la ciudad de Salliqueló (10.000 habitantes), en el oeste de la provincia de Buenos Aires. Este trabajo se halla publicado como Peluso et al., 2001, **Simple Methodology for Assessing Groundwater - Related Environmental Risk In Salliqueló Town, Argentina.** *Journal of Environmental Hydrology*, Paper 5, vol. 9, 2001.

Considerando la utilidad para la toma de decisiones, se planteó la elaboración de una metodología de análisis de riesgo ambiental en la planta urbana de la ciudad mencionada y centrada en los recursos hídricos usados para

consumo. La misma intentó poner en evidencia zonificaciones en función del riesgo a la salud de manera clara y que sirvieran de sustento para la toma de decisiones.

Si bien este estudio no utilizó la metodología ERA según el modelo NRC (1983), sino a través de un análisis *sui generis* de la exposición, y sin hacer referencia explícita a las potencias toxicológicas de las sustancias analizadas, calculó un indicador de nivel de riesgo relativo potencial. Esta metodología compensa la falta de precisión analítica con su sencillez, la independencia respecto de información de alta complejidad técnica y científica, y su reducido costo de aplicación. Sin embargo, no puede dejar de reconocerse la debilidad debido a las numerosas e incuantificadas incertidumbres que la misma acarrea por tratarse de un indicador de nivel de riesgo y no de un nivel de riesgo según metodología estándar.

Por otro lado, aunque el estudio fue “areal”, la información no estuvo georeferenciada por lo que no constituyó un SIG.

El presente estudio, obviamente, aporta un sinnúmero de mejoras respecto de las metodologías mencionadas en los apartados precedentes.

3.5. El análisis de riesgo ambiental para la gestión del medio urbano

Este estudio se enmarca en sendos proyectos institucionales de investigación científica llevado adelante por el Instituto de Hidrología de Llanuras (IHLLA), dependiente de la Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, y la Municipalidad de Azul. Estos proyectos, denominados **Sistema de soporte para la gestión eficiente de los recursos hídricos en la llanura bonaerense** y **Desarrollo y aplicación de herramientas particulares para la gestión integrada de los recursos hídricos**, tuvo entre sus objetivos desarrollar un sistema en plataforma PC que permita (a) conocer el estado de bs recursos hídricos en la cuenca del arroyo del Azul (6.000 km²), con un detalle en la ciudad de Azul y alrededores, y (b) simular sus alteraciones por decisiones de uso o por ocurrencia de eventos naturales imprevisibles, para su utilización en instancias decisorias en los niveles adecuados.

La Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH), según García (1998), involucra a los proyectos y acciones destinadas a incrementar la conservación de agua y a la eficiencia de su uso, y para ello actúa sobre la base de la complementariedad de las formas del recurso, la minimización de los conflictos entre usos competitivos (en cantidad y calidad), la consideración y gestión de la demanda y de la oferta, y la puesta en juego de una estructura regulatoria adecuada (leyes, políticas, estrategias, planes y reglas) con intervención de recursos humanos convenientemente entrenados. Un reciente informe del Banco Interamericano de Desarrollo (IDB, 1999) reconoce la

necesidad de acceder a una etapa genuina de GIRH en América Latina y el Caribe, y esboza las estrategias para ello (Usunoff et al., 2000).

En Usunoff et al. (2000) se plantean estrategias para la implantación de una GIRH eficaz y eficiente. En esa obra se hace referencia a la necesidad de encarar “estudios de detalle del recurso, a distintos niveles (estudios de cantidad y calidad en los contextos locales y regionales, metodologías de análisis de estado, de gestión, análisis prospectivos, etc.) los que deberían estar capitalizados por los Centros de Investigación” (Usunoff et al., 2000). Y sigue: “Estos, se supone, poseen el conocimiento y, muchas veces, el equipamiento para llevar a cabo estas tareas, tanto de forma rutinaria como en el marco de nuevas investigaciones sobre el recurso, fomentado por los organismos de Ciencia y Técnica a instancias de la selección estratégica de las temáticas a nivel superior” (Usunoff et al., 2000).

La reciente sanción del Código de Aguas (C.A.) de la Provincia de Buenos Aires (Ley 12257) declara la noción de desarrollo sostenible del recurso y alude a su gestión integrada, y habilita a los municipios a asumir mayores responsabilidades y una participación más activa en las instancias de decisión y administración del recurso. En esencia, el rol de los investigadores como apoyo directo a la gestión eficiente, es el de proveer los datos de base en una forma clara, tecnológicamente apropiada y ajustada a las realidades y demandas locales (Usunoff et al., 2000). Es lo que en la literatura sajona se denomina Sistema Soporte de Decisiones (SSD).

Tales SSD tienen componentes de bases de datos y de modelos, enlazados regularmente a través de un sistema de información geográfica (SIG), y su utilización está ampliamente documentada (ASCE, 1998), aunque en nuestro país no se registran antecedentes de relevancia.

En el caso del Partido de Azul, se está intentando construir un sistema de información georreferenciada con el fin de disponer de datos confiables y organizados para la toma de decisiones sobre el territorio (la ciudad de Azul y sus alrededores, en una escala; y la cuenca del arroyo del Azul, en otra). Dicho sistema es concebido como un instrumento básico para el desarrollo sustentable, capaz de combinar acciones de distintos estamentos responsables de la gestión del ambiente (Gray y Gudiño, 1986).

Diferentes tipos de modelos matemáticos y desarrollos metodológicos se han implementado, o van a implementar, en la cuenca y en la ciudad de Azul para simular los distintos elementos del sistema hídrico. Entre ellos, el modelo de riesgo ambiental con base hidrológica que aquí se describe. Es evidente el aporte que puede generar un análisis de riesgo para la gestión de los recursos hídricos.

3.6 Caracterización del área de estudio

3.6.1. El Partido de Azul

El partido de Azul se encuentra ubicado en la zona centro de la Provincia de Buenos Aires, entre los 36°13' y los 37°27' de latitud sur y los 59°08 y 60°12' de longitud oeste., en la Pampa Húmeda Argentina. Está ubicado a 300km de la Capital Federal y de la ciudad de La Plata, a 240 km del puerto de Quequén y a 365 km de Bahía Blanca. Tiene una superficie de 6.015 km², lo que representa un 2,6% de la superficie bonaerense, y está dividido en 21 cuarteles. La ciudad cabecera, Azul, se halla a 132 m sobre el nivel del mar.

Conjuntamente con los vecinos partidos de Olavarría, Tandil y Rauch configura una región núcleo del centro de la provincia de Buenos Aires (el T.O.A.R), con ciertos grados de homogeneidad en cuanto a desarrollo socioeconómico y posibilidades ciertas de complementación e integración en los aspectos que presentan disparidad. En la Figura 3.6.1 se muestra la ubicación geográfica del partido de Azul con respecto a la Provincia de Buenos Aires, indicando la situación de la ciudad cabecera, así como los cursos de agua, y los partidos vecinos.

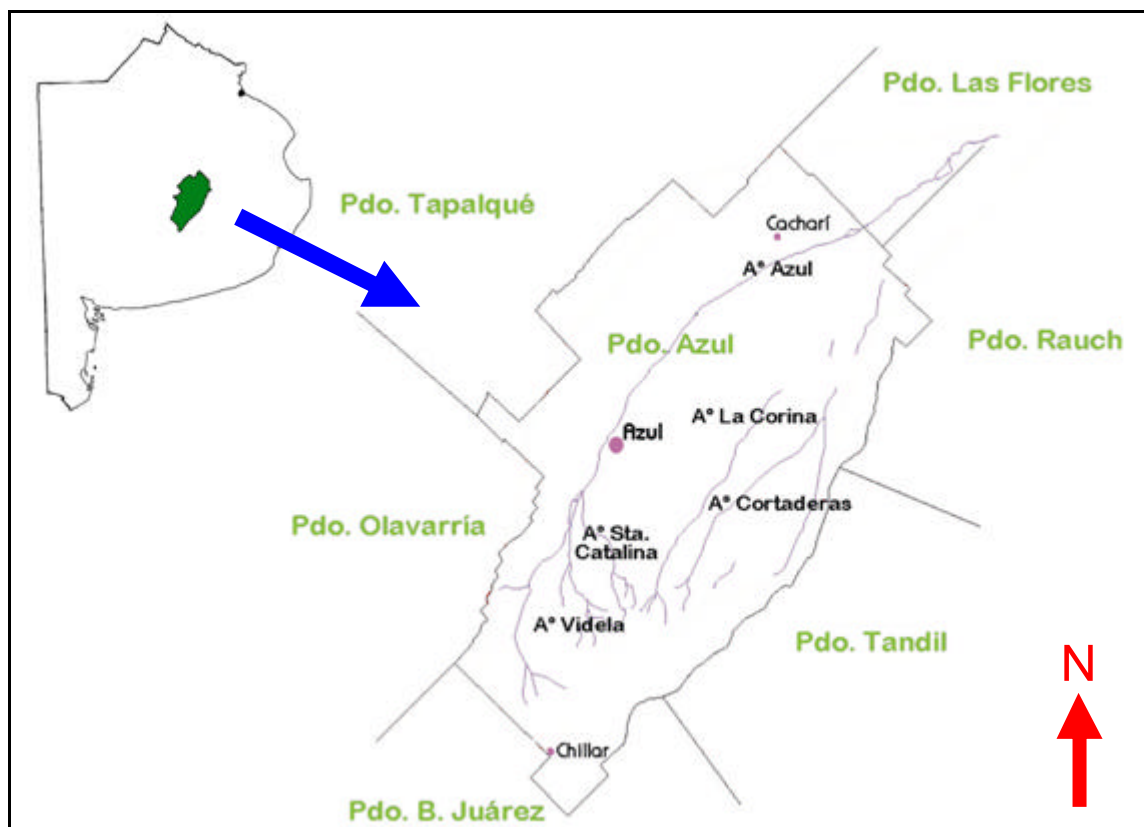


Figura 3.6.1. Ubicación del partido de Azul con algunos detalles de interés

3.6.2. Condiciones ecológicas (basado en Bilello y Granata, 1997 e IHLLA, 2000)

La región norte del Partido está dominada por las llanuras continentales con relieve general plano-cóncavo y predominio de suelos alcalinos y/o hidromórficos y presencia de tosca a poca profundidad hacia el este. Esta región es de neto uso ganadero y ocupa la mayor parte del Partido.

En el área sur, el ambiente es serrano con afloramientos rocosos y suelos someros o muy someros sobre roca. Incluye también el pedemonte ondulado de suelos bien drenados con tosca a profundidad variable.

También, asociado al arroyo Azul y los Huesos hay suelos hidromórficos y alcalinos. Esta subárea, cuando no son limitantes la pendiente y la profundidad, tiene suelos de uso agrícola.

Para un análisis más detallado, y considerando la cuenca del Arroyo Azul, que ocupa aproximadamente el 70 % de la superficie del partido, se han diferenciado 6 regiones ecológicas en base a distintas variables, a saber: tipo de suelo, fisiografía, anegabilidad, pendiente y orientación y lluvias (IHLLA, 2000).

3.6.3. Características climáticas (basado en Usunoff y Varni, 1995; IHLLA, 2000; IHLLA, 2003)

La región posee, según la clasificación Köppen, un clima templado húmedo con influencia oceánica, inviernos suaves, veranos cortos y frescos y presenta todas las estaciones húmedas.

En términos globales presenta una radiación de 130 kcal/cm² /año y vientos predominantes del norte y noreste y en menor medida del sur, este y sudeste.

La temperatura media anual es de 13,9 °C, siendo 21,2 °C la del mes más cálido y 6,3 °C la del mes más frío. La temperatura mínima media de julio (mes más frío) es de 0,3 °C y la mínima absoluta media de -6,8 °C (-12,5° en junio de 1995). La temperatura máxima media del mes de enero (mes más cálido) es de 28,5 °C, con una máxima absoluta media de hasta 34,5 °C, correspondiente al mes de diciembre.

El período medio libre de heladas es de 208 días, siendo la fecha promedio de la primera helada el 4/5 ± 26 días, y la última el 8/8 ± 24 días, no registrándose años sin heladas.

El régimen de precipitaciones presenta una distribución normal, con una media anual de 918,01 mm, concentrándose la mayor proporción en el período primavera - estival, siendo marzo el mes más lluvioso.

3.6.4. Aspectos hidrológicos (basado en Usunoff y Varni, 1995; IHLLA, 2000; IHLLA, 2003)

La extensión que en el Partido de Azul ocupa la cuenca del arroyo del mismo nombre es de unos 4200 km², que corresponden a la cuenca alta (nacientes del arroyo Azul y de sus dos tributarios, el arroyo Videla y el Santa Catalina), la cuenca media y una porción de la cuenca baja.

El balance hidrológico muestra las características propias de los sistemas de llanura, con un neto predominio de los componentes verticales del flujo de agua (evapotranspiración, infiltración) por sobre los horizontales (escurrimientos superficial y subterráneo). De los 900 mm que, en promedio, precipitan anualmente, un 85 % se evapotranspira, algo más del 10 % se infiltra a los acuíferos (recarga subterránea), y el resto circula por los cursos de agua, principalmente el arroyo Azul.

La calidad de las aguas es, en general, buena y, por extensión, apta para sus diversos usos, con algunas salvedades:

Para abastecimiento humano: Salvo en el ámbito urbano de la ciudad de Azul donde las concentraciones de nitrato y fluoruro están por encima del límite permisible y cuyo riesgo sanitario en este trabajo se analiza, no existe otra limitante al consumo humano sobre todo por la cloración que se hace tendiente a eliminar la posibilidad de carga bacteriológica nociva. Existen registros en laboratorios de Azul sobre la severa incidencia de Giardia, aunque al presente la evidencia estadística no ha sido elaborada.

Para uso industrial: Si la industria usa el agua como parte del proceso de manufactura, vale lo dicho en el párrafo anterior. Si el agua ha de utilizarse en calderas, debe entonces informarse que el contenido medio de sílice varía entre 30 y 50 ppm.

Para uso animal: No existen limitantes visibles, al menos desde el punto de vista de los elementos químicos mayoritarios. Se conoce la existencia de patologías que podrían revelar el exceso en ciertos microelementos nocivos pero no se han podido identificar un número significativo de casos ni su localización espacial.

Para riego: No se advierte que en el Partido de Azul se hallen limitantes relacionadas con dicho uso del recurso, a condición de que se acepte que el riego en este distrito sea de tipo suplementario, es decir en momentos críticos. Sin embargo, la calidad decrece en la parte norte del partido.

3.6.5. Población

La información poblacional se presenta en la Tabla 3.6.1, donde se brinda la cantidad de viviendas y la población, según sexo, de la ciudad de Azul y zonas

periurbanas, las comunidades de Cacharí y Chillar, elaborada a partir de la información brindada por el censo de Población, Viviendas y Hogares del año 1991 (INDEC, 1998) ya que la información proveniente del censo 2001, con el nivel de detalle que brinda la Tabla, aún no está disponible públicamente.

	Viviendas	Población		
		Varones	Mujeres	Total
Zona urbana	16152	24062	25567	49629
Suburbana	469	594	573	1167
TOTAL ciudad de Azul	16621	24656	26140	50796
Cacharí	1207	1537	1639	3176
Chillar	1031	1527	1539	3066
Zona Rural	2536	3140	2207	5347
TOTAL Partido	21395	30860	31525	62385

Tabla 3.6.1. Cantidad de viviendas y población, según sexo, de la ciudad de Azul (zona urbana y periurbanas), las comunidades de Cacharí y Chillar, y la zona rural del partido.

Como parte de la metodología que se aplicó para el trabajo que se presenta se hizo un relevamiento poblacional más exhaustivo, a nivel de manzana, debido a que el nivel de detalle requerido excedía largamente la información provista por el INDEC. En el apartado 5.1 se brindan los detalles.

4. DESARROLLO METODOLOGICO Y APLICACIÓN GENERAL

4.1. Esquema general básico de la metodología

4.1.1. Introducción

En este apartado se describe la metodología general del sistema de evaluación del riesgo ambiental determinístico y puntual, y probabilístico y areal, aplicable a los recursos hídricos usados con fines consuntivos. Se describen también, los mecanismos de validación y sensibilidad.

Un esquema general del trabajo puede apreciarse en la Figura 4.1.1. Como se visualiza en la misma, el desarrollo para la evaluación areal del riesgo se centra en la confluencia de dos aportes técnicos diferentes:

- ✓ la determinación de niveles de riesgo probabilísticos calculados a partir del modelo matemático básico derivado de las ecuaciones 3.2.1. a 3.2.4., con ciertas adecuaciones. En estas, en vez de utilizar un único valor conservativo representativo para cada término del modelo, se usan las distribuciones de valores que se consideran se ajustan a su real comportamiento, aplicando MC SRS como técnica de muestreo estocástico de propagación de la incertidumbre. Así se obtiene el riesgo como una distribución de valores que incluye la influencia combinada de la variabilidad y/o incertidumbre de cada parámetro individual. A los fines de completar el estudio se discriminará entre dos tipos de riesgos: el infantil y el adulto, con las diferencias de cálculos que se expresarán en apartados siguientes.

Este procedimiento se realiza para cada polígono de la planta urbana utilizando el SURFER 7 (Golden Software Inc., 1999), el ArcView 3.2. (ESRI, 1996a) y Microsoft © Excel 2000 (Microsoft Corporation, 1985 - 1999). En los apartados siguientes se presenta la metodología detallada para la obtención de los parámetros integrantes del cálculo del riesgo y su validación.

- ✓ la representación cartográfica basada en un SIG que, a partir de la elaboración de mapas temáticos basados en polígonos, informarán sobre la distribución geográfica de esos niveles probabilísticos del riesgo en base a la interacción de mapas temáticos, generados y operados por el ArcView (ESRI, 1996a).

4.1.2. Creación del mapa base digitalizado y el archivo maestro

Se inicia la explicación de la metodología con este punto debido a que es determinante para el cálculo propuesto del nivel de riesgo.

El mapa base

Para el desarrollo del SIG operado por el ArcView un punto central fue la confección del mapa base. Este se elaboró a partir de la digitalización y georreferenciación de planos maestros en papel brindados por la Municipalidad de la ciudad de Azul usando como apoyo el catastro digital de dicha institución; se digitalizó con tableta utilizando el software ILWIS 2.1 for Windows (ITC – International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences-, 1998).

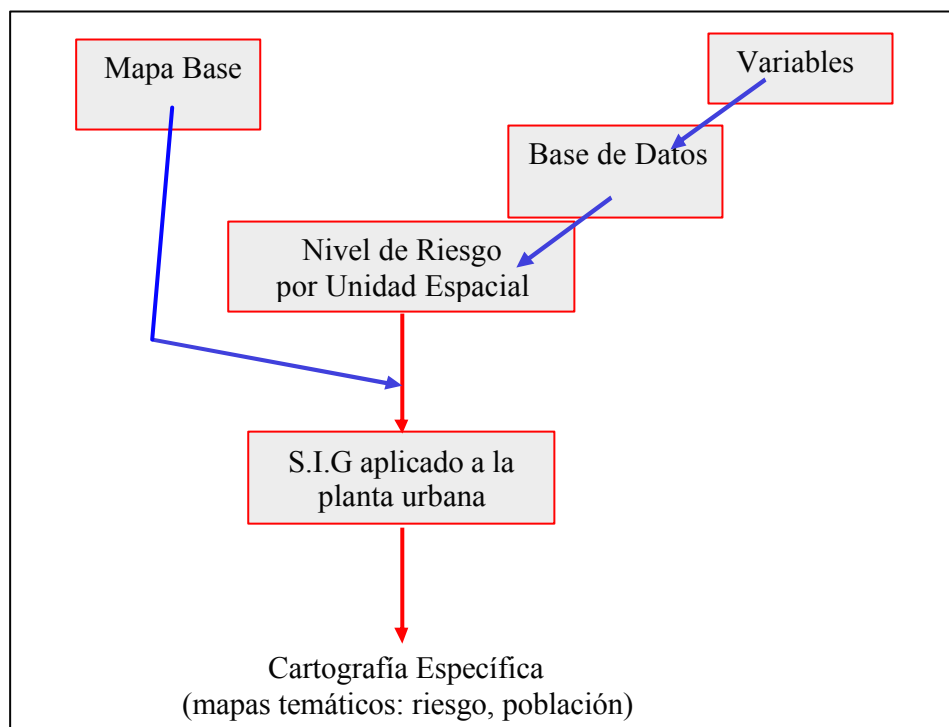


Figura 4.1.1. Esquema general de la arquitectura básica de la metodología

La información espacial en el mapa está representada vectorialmente como “polígonos”; la manzana catastral en el área urbana y unidades mayores (chacras o quintas) en el sector periurbano constituyen las distintas unidades areales. Cada polígono en el mapa base está identificado por el nombre técnico individual asignado por la Dirección de Catastro Municipal, el que se respetó. El número de unidades areales ascendió a 2016. El mapa final puede apreciarse en la Figura 4.1.2, y un detalle en la Figura 4.1.3.

El punto central de la metodología es la obtención de rangos de valores representativos para cada unidad espacial de cada una de los términos de la ecuación 3.2.2 para estimar probabilísticamente el riesgo. Debido a que cierta información es en origen puntual (por ejemplo, los datos de concentración de los contaminantes, obtenidos a partir de muestreos de pozos), deberá existir un mecanismo para extender espacialmente esta información (interpolación).

Posteriormente, esta información espacialmente extensa deberá ser nuevamente particionada en unidades discretas o polígonos (poligonización), tal lo esquemáticamente presentado en la Figura 4.1.4.

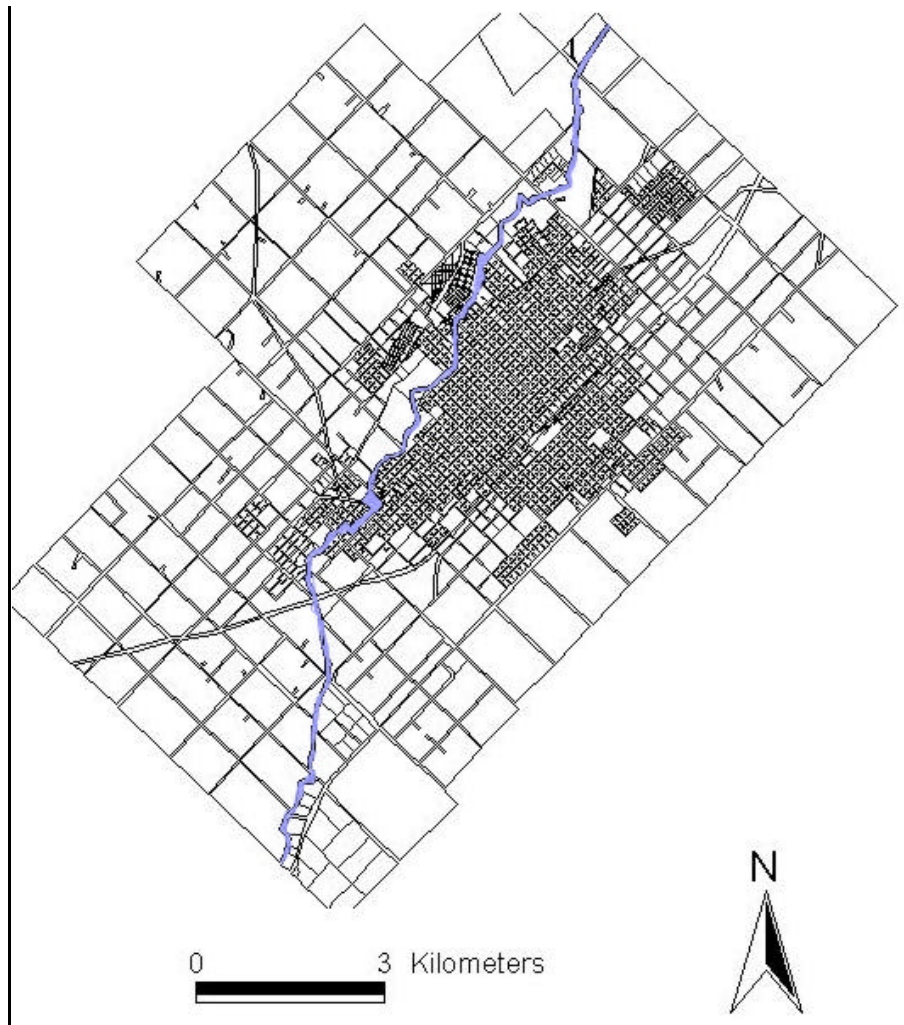


Figura 4.1.2. Planta urbana de Azul, mostrando los 2.016 polígonos sobre los que se aplica el análisis de riesgo.

Los detalles de estos procedimientos se describen en los apartados siguientes.

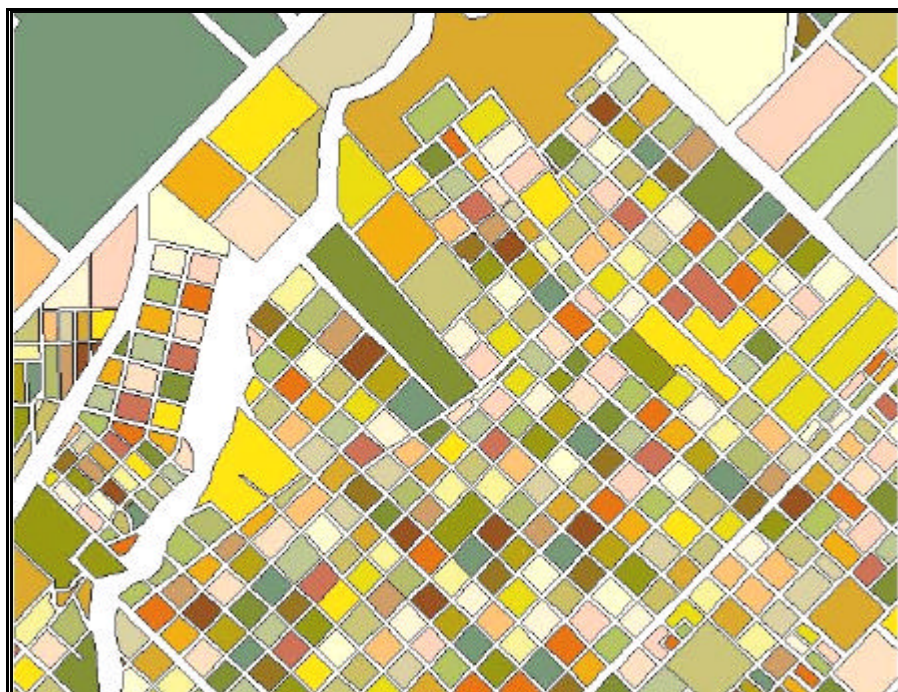


Figura 4.1.3. Detalle de la planta urbana de Azul, mostrando algunos de sus polígonos.

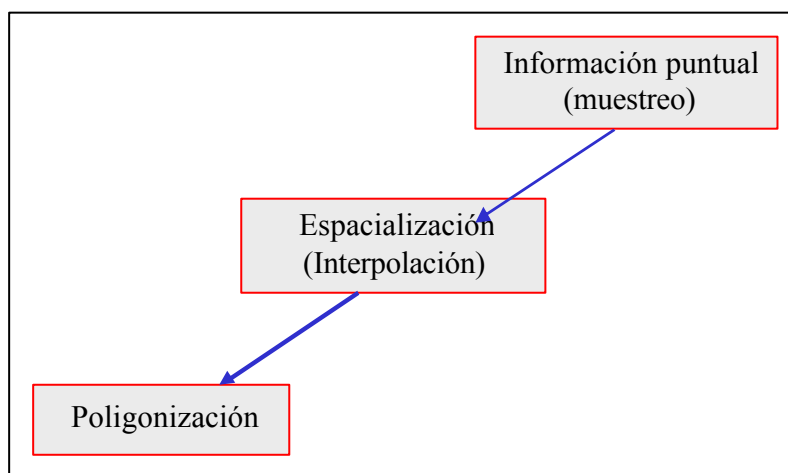


Figura 4.1.4. Esquema de espacialización de la información

El Archivo Maestro

Para el manejo de la información insumo del SIG, se creó un sistema de organización y manejo de la información en una base de datos “relacional” que concentró toda la información útil en un soporte digital compatible. Designada como Archivo Maestro, consistió en una base de datos en formato DBF 4.0 (Dbase) anexo al Mapa Base. Las planillas de cálculo manejan el formato DBF y permiten una amplia gama de operaciones matemáticas, estadísticas o de

búsqueda de información, seleccionándose en este caso a Microsoft © Excel 2000 (Microsoft Corporation, 1985 – 1999) como herramienta informática externa al ArcView.

En este archivo maestro se incorporó, por unidad areal, información proveniente de:

- el catastro digitalizado de la ciudad de Azul
- encuestas para el relevamiento de información socioeconómica llevada a cabo en toda la planta urbana de la ciudad
- relevamientos de calidad de agua a partir del procesamiento de la información surgida de pozos someros domiciliarios y profundos que aportan a la red de agua potable.

Más adelante, en apartados específicos, se brindan detalles de cada uno de ellos y el objetivo con que se colectó esa información.

4.1.3. Cartografía de las variables

La descripción areal de la información se realizó, como se dijo, a partir de la confección de mapas temáticos provenientes de la espacialización de la información en formato polígono. Cada manzana, entonces, posee un valor único para cada una de las variables. Los rangos numéricos de las mismas están referenciados por códigos de colores a los fines de facilitar la comparación por contrastación visual de niveles cromáticos.

El ArcView permite la selección de los mapas a mostrar en base a la información aportada por el Archivo Maestro, y elegir la escala cromática que más convenga para la legibilidad de los resultados.

Como ya se comentara previamente, el diseño final del planteo metodológico estuvo condicionado por el destinatario final de la herramienta. Por ello se buscó que fuera:

- Sencilla en su uso,
- De fácil comunicación de sus resultados,
- Modesta desde el punto de vista económico,
- Expeditiva para la toma de decisiones,
- Versátil (se puede ampliar, modificar, etc.)

4.2. Determinación de la concentración de los contaminantes en el agua de consumo y su riesgo sanitario

4.2.1. Marco General

El objetivo de la metodología a aplicar, como ya se expresó, es determinar la distribución espacial probabilística del riesgo a nivel urbano, a los fines de poner en evidencia si existen zonas homogéneas o de isorriesgo, y de qué nivel de gravedad. La fuente de peligro es la composición química del agua que puede ser usada con fines consuntivos, teniendo en consideración sólo los contaminantes no cancerígenos relevados en muestreos de calidad de agua y que excedieran los niveles máximos permisibles según el CAA (A.D.L.A., 1971, De la Canal y Asociados S.R.L., 1994).

Como ya se dijo, el modelo básico de análisis de riesgo es el esquema de cuatro fases planteado por National Research Council (NRC, 1983; NRC, 1994) y que se esbozó en apartados 3.2.1 y 3.2.2.

En el contexto de un estudio ERPpunt por contaminantes en agua de bebida, se obtendría un nivel probabilístico del riesgo para cada punto del cual se tenga un valor de concentración. Es decir, se obtendría tantos PDF o CDF como puntos de muestreo se tengan. Para el caso de un estudio ERPesp, a partir de la información que proveen los valores puntuales de concentración, se interpola la información mediante técnicas geoestadísticas de modo de cubrir toda la extensión del área de estudio. En base a esa interpolación y la aplicación de técnicas probabilísticas se obtiene un PDF o CDF de la concentración por polígono, para cada contaminante. Luego esas distribuciones probabilísticas se utilizan en las ecuaciones 3.2.3 y 3.2.4 definidas para ese mismo polígono; cada uno de cuyos parámetros también se resuelve probabilísticamente. Este procedimiento se aplica a cada una de las unidades discretas que componen el tejido urbano, primero para recabar el nivel de riesgo por polígono para cada contaminante considerado en forma individual y luego de modo conjunto según un esquema aditivo.

En los apartados 4.2.2 al 4.2.6 se explica detalladamente la metodología para llevar a cabo el ERPesp en vez de un ERPpunt utilizando el SIG. Es decir, se analiza el procedimiento seguido para la operatoria de cada variable en particular y luego se estudian los mecanismos de cuantificación y de visualización, a partir de la interacción del Excel y el ArcView.

4.2.2. Selección de contaminantes y determinación de sus concentraciones para la unidad areal

En el contexto del presente estudio se establece como fuente de riesgo al agua de consumo considerando como tal

- a la de la red de agua corriente, servida por la empresa prestataria y sujeta a normas de calidad.
- a la subterránea de la cual pueden aprovisionarse aquellas viviendas que posean pozos someros domiciliarios activos y a las cuales se accede a través de un bombeador manual o con motor.

En este apartado se plantean todos los condicionantes y el escenario bajo el cual se obtiene el término “concentración de la sustancia peligrosa”, simbolizada por C en la ecuación 3.2.3. Se estudia su cuantificación tanto determinística como probabilística con evaluación de la incertidumbre en el contexto de su aplicación en el SIG bajo entorno ArcView. El punto medular metodológico, como se verá para todos los términos de la ecuación más arriba mencionada, es cómo, a partir de valores puntuales de concentración de los contaminantes, se obtienen valores espacializados que luego se resuelvan en concentraciones representativas por polígono.

A partir de diferentes muestreos que se han realizado, tanto sobre los pozos que aprovisionan a la red como los someros, se eligieron como contaminantes sobre los cuales estimar su riesgo a la salud aquellos que excedieran el NMP según el CAA. Para ello se realizaron muestreos rutinarios por el IHLLA y se relevaron datos históricos de la empresa prestataria de la distribución del agua potable, quedando solamente el nitrato y el fluoruro. Estos sirven para mostrar la metodología, aunque se aclara que la misma puede ser utilizada para cualquier sustancia no carcinogénica (e incluso carcinogénica, aunque modificando el algoritmo de cálculo) que pudiera encontrarse en el agua de bebida y que posea un valor de referencia toxicológico (ver apartado 7.5.).

Existe un área extensa de la planta urbana cubierta por la red de agua potable (Figura 4.2.1) y ciertas zonas periféricas desprovistas del servicio. Si bien no es extraño que aún dentro de la zona cubierta por el servicio muchos domicilios conserven pozos someros activos (se han contabilizados algo más de un centenar), a los fines de simplificar el enfoque metodológico cada polígono del área cubierta se considera que en ella se hace uso exclusivo de agua de red.

A continuación se presenta en detalle la metodología aplicada, y luego los resultados obtenidos.

4.2.2.1. Procedimiento general para estimar las concentraciones de nitratos y fluoruros en el agua de red de cada polígono

La ciudad de Azul se abastece de 18 pozos profundos de captación, situados en el área urbana – periurbana del ejido (Figura 4.2.1). Cada uno de ellos cuenta con un monitoreo histórico (en alguno de ellos desde el año 1955) de la calidad del agua que bombea. Estos entregan el agua a una red anastomosada, de modo tal que resulta imposible establecer el “área de cobertura” de cada pozo.

Aunque se asume que las áreas de la red cercanas a los mismos tienen calidades asimilables a las del pozo, semejanza que disminuiría con la distancia, la variación conforme a la distancia es incierta; por otro lado, también genera incertidumbre la inexistencia de patrones de bombeo de los pozos, aunque en el verano, cuando la demanda de agua de red es mayor, operan todos simultáneamente (CEAL, 2004).

A continuación se presentan distintos tipos de métodos para obtener los valores de concentración de las sustancias en agua de bebida proveniente de los pozos de la red, y sobre los cuales se harán las evaluaciones del riesgo. Primero se plantean los mecanismos determinísticos de reducción de la serie histórica a un valor único, y luego el probabilístico.

Reducción de la serie histórica por métodos determinísticos

Para obtener un valor representativo de todo el lote de datos históricos para un punto de muestreo bajo un esquema determinístico (y espacialmente puntual), se pueden adoptar diferentes criterios:

Metodología de peor caso: adoptando el valor mayor para cada pozo de toda la distribución histórica de valores. Un cálculo menos conservativo es utilizar el 95 percentilo de la distribución de valores (Tabla 4.2.1).

Cálculo de valor representativo por estadístico simple: se establece el valor a partir de la selección de un estadístico (la media aritmética, por ejemplo), con indicación de la dispersión (desvío estándar) (Tabla 4.2.2).

Cálculo de valor representativo por UCL: testeada la normalidad, se aplicó el cálculo del UCL usando Pro-UCL (USEPA, 2003). Este procedimiento, sin embargo, calcula un único valor general para todo el lote de puntos muestreados con sus series históricas; es decir, estima un dato único para toda el área de estudio. Los valores se presentan en la Tabla 4.2.3.

Todos los métodos aplicados redundan en la obtención de un único valor pretendidamente representativo de la calidad de agua de cada pozo profundo muestreado, con diferentes niveles de “seguridad”. Es obvio que aplicando cualquiera de ellos se incurre en errores debido a no contemplar ciertas fuentes de variabilidad e incertidumbre. Por otro lado, este tipo de análisis conduce finalmente a los estudios de riesgo puntuales. En los subapartados siguientes se explica secuencialmente cómo puede llevarse a cabo un estudio de la concentración de la sustancia espacializado.



Figura 4.2.1. Área de cobertura de la red de agua potable y ubicación (en negro) de los pozos de captación.

Pozo	Nitrato		Fluoruro	
	V.Máx.	95 Perc.	V.Máx.	95 Perc.
1	33.0	24.0	2.4	1.70
3	92.0	53.75	2.0	1.83
4	140.0	99.7	1.8	1.7
5	155.0	117.0	1.8	1.6
6	165.0	125.0	1.6	1.4
7	168.0	90.16	1.6	1.5
8	140.0	109.7	1.6	1.52
9	155.0	90.50	1.7	1.7
10	182.0	166.02	1.6	1.45
11	65.0	60.75	2.6	2.58
12	68.0	64.85	2.8	2.28
13	183.0	176.19	0.9	0.9
14	28.2	26.63	2	1.96
15	144.0	142.94	0.9	0.85
16	75.7	74.60	1.0	0.96
17	16.0	15.91	1.8	1.77

18	16.8	16.63	2.4	2.38
19	28.3	28.0	2.4	2.4
Máximo	183.0	176.19	2.8	2.58
Promedio	103.6	82.35	1.83	1.69
DesvioST	60.16	49.17	0.54	0.49

Tabla 4.2.1. Nitrato y fluoruro en mg l^{-1} en los pozos de aprovisionamiento de la red de agua potable para el valor máximo muestreado (técnica de peor caso (**V.Máx.**) y 95 percentilo (**95 Perc.**)).

Pozo	Nitrato			fluoruro		
	N	Prom.	Desv ST.	N	Prom.	Desv ST.
1	100	11.52	6.20	57	1.31	0.36
3	96	30.04	14.28	56	1.45	0.29
4	107	74.73	20.90	69	1.34	0.30
5	64	59.26	30.33	42	1.32	0.26
6	91	79.17	27.61	60	0.98	0.35
7	99	50.72	23.99	62	1.07	0.30
8	62	72.62	24.57	38	1.20	0.27
9	79	58.63	26.83	49	1.21	0.39
10	80	119.27	38.06	52	1.04	0.34
11	36	40.20	10.17	26	2.04	0.38
12	11	56.10	7.47	9	1.16	0.65
13	12	120.54	31.431	13	0.74	0.18
14	8	20.56	5.60	10	1.59	0.43
15	9	114.84	40.88	12	0.67	0.11
16	7	70.50	3.21	9	0.81	0.13
17	7	12.51	3.77	5	1.39	0.31
18	8	14.36	1.80	6	2.28	0.07
19	6	25.83	1.72	5	2.34	0.06
Máx		120.54	40.88		2.34	0.43
Prom		57.30	17.71		1.32	0.27
Desv ST		34.73	12.79		0.47	0.11

Tabla 4.2.2. Estadísticos para el nitrato y fluoruro en mg l^{-1} en los pozos de aprovisionamiento de la red de agua potable (**N**: Número de datos; **Prom**: Media aritmética; **Desv. ST.**: Desvío estándar)

Nitrato	Fluoruro
UCL Prom.	UCL Prom.
74.93	1.52

Tabla 4.2.3. Concentración de Nitrato y fluoruro en mg l^{-1} calculado según el UCL (por test t de Student) para el conjunto de los pozos de aprovisionamiento de la red por promedio.

Reducción de la serie histórica por métodos probabilísticos

Por razones vertidas previamente se adoptó un esquema probabilístico para el manejo de la información ya que provee ventajas con respecto al manejo de la variabilidad e incertidumbre. La reducción de la serie histórica a un valor resumen probabilístico puntual para cada pozo se efectuó mediante la aplicación de la técnica de propagación MC SRS ($n = 5.000$ iteraciones), registrándose como valor representativo ("high-end") el percentilo 95, y asumiendo que el conjunto de datos originales responde a una distribución normal. Este procedimiento se realizó con el paquete estadístico Systat 11.00.01 (Systat Software Inc., 2004).

Los resultados propagados se presentan en la Tabla 4.2.4. De este modo se está teniendo en cuenta la variabilidad temporal en los registros de cada uno de ellos.

Pozo	Percentilo 95 Valores propagados	
	Nitrato	Fluor
1	12.74	1.46
3	32.89	1.53
4	78.69	1.46
5	66.69	1.41
6	84.84	1.11
7	55.44	1.14
8	78.74	1.28
9	64.55	1.31
10	127.62	1.13
11	43.52	2.15
12	60.51	1.11
13	138.33	0.94
14	24.45	1.90
15	139.43	0.74
16	72.88	0.91
17	15.30	1.63
18	15.61	2.32
19	27.21	2.15

Tabla 4.2.4. Concentración de nitrato y fluoruro en mg l^{-1} para cada uno de los pozos de aprovisionamiento de la red, generados probabilísticamente por MC

El análisis de la incertidumbre que arrojó este procedimiento se realiza en el apartado 4.3.1.1.A. y B. En el primero se estudia la incertidumbre que arrastra la decisión de utilizar únicamente distribuciones normales para las iteraciones estocásticas en MC SRS aplicado a los datos medidos, y no la del tipo de curva con mejor bondad de ajuste, y en el siguiente la incertidumbre de adoptar un valor probabilístico estimado como representativo del conjunto de datos originales.

Obtención de un valor concentración por polígono

A continuación se detalla el procedimiento que, en rasgos generales, sigue el esquema presentado en Figura 4.1.4, y que se puede resumir como una secuencia de *espacialización* de la información obtenida según el procedimiento esbozado en el apartado anterior, mediante krigado ordinario y luego la *poligonización* probabilística para obtener un rango de valores por cada subunidad en que se divide al área de estudio.

Interpolación de los valores propagados a toda la geografía urbana por krigado ordinario

El mecanismo de espacialización de la información consiste en interpolar los datos puntuales a toda el área de estudio. Este procedimiento asume que una técnica geoestadística como *krigging* (Isaaks y Srivastava, 1989, Samper Calvete; Carrera Ramírez, 1990; Goovaerts, 1997) permite hacer un acercamiento a la distribución espacial de las calidades de agua que arroja cada pozo, pues se asume continuidad espacial de la calidad debida a la propia estructura de la red. Si bien este accionar también arrastra incertidumbre, se considera un escenario más realista que el considerar una concentración uniforme para toda el área servida ante la falta de un monitoreo espacializado y regular de las mismas por la empresa prestataria del servicio (CEAL, 2004).

El ArcView 3.2 no tiene la capacidad de interpolar, a no ser que se le adose un módulo externo (el *Spatial Analyst* de ESRI, o un *script* específico en Avenue, lenguaje de programación en el que está estructurado el ARcView). Por esa razón se ha recurrido a otros programas geoestadísticos más conocidos y accesibles para llevar a cabo este cometido, tal como el software SURFER 7.0 (Golden Software, Inc., 1999).

Este se usó para generar una grilla de valores puntuales interpolados a una equidistancia de 60 metros (Figuras 4.2.2.a y b) debido a que es una distancia coherente con el tamaño de las unidades areales de la planta urbana (aproximadamente 100 x 100 metros en toda la zona central urbana). De este modo se garantiza que “caiga”, al menos, un valor interpolado por polígono (Figura 4.2.3). La metodología de interpolación aplicada fue por Kriging puntual ordinario (Isaaks y Srivastava, 1989, Samper Calvete y Carrera Ramírez, 1990; Goovaerts, 1997) asumiendo una distribución normal de los datos. Los parámetros de los variogramas experimentales fueron los siguientes:

Parámetro	Nitrato	Fluoruro
Tipo de variograma	Omnidireccional	Omnidireccional
Tolerancia	90°	90°
Lag máximo	1700	1600
Número de lags	25	25
Modelo	Lineal	Lineal
Pendiente	1.345	0.000113
Efecto pepita	1.94×10^{-7}	0.0423
Anisotropía, ángulo	2 128.1	1 0

Los mapas de interpolación con las líneas de isovalores, se presentan en Figura 4.2.2.a y b.

En el apartado 4.3.1.2 se hace un estudio de la calidad de la interpolación y un análisis de la incertidumbre en el procedimiento.

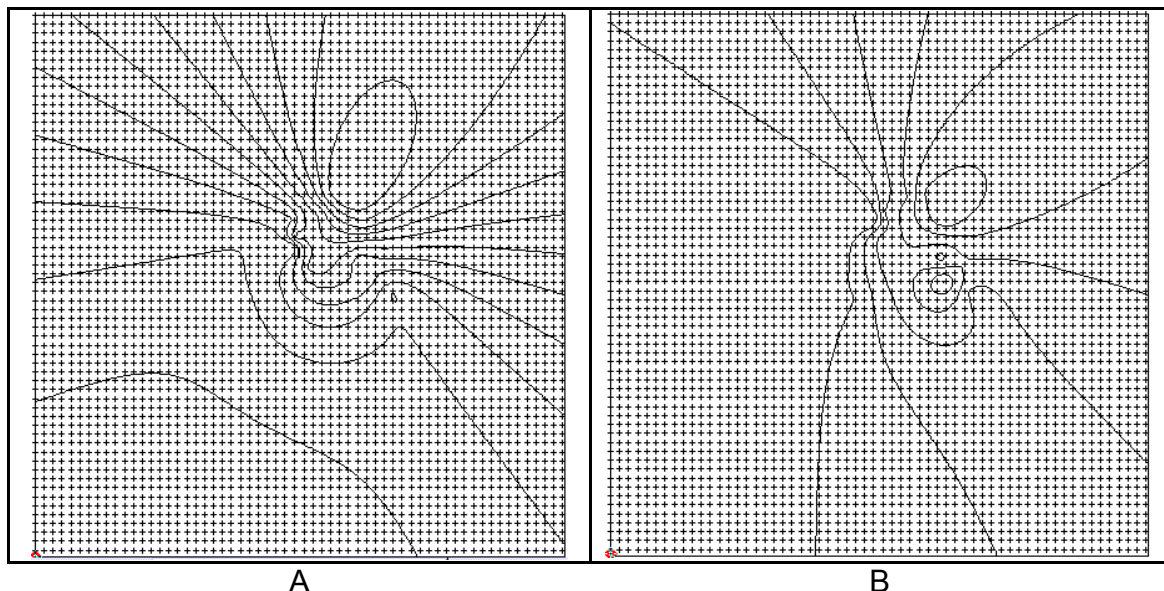


Figura 4.2.2. A y B. Mapa de isovalores por interpolación para el nitrato y el fluoruro respectivamente a partir del conjunto de pozos de aprovisionamiento de la red

Poligonización de la información espacializada y aplicación de la técnica de MC SRS en Excel con regulación de las colas

Como se dijo anteriormente, los puntos de la grilla de interpolación aportaron los valores para cada unidad espacial. El problema es que, debido al tamaño variable de los polígonos, existe obviamente un rango para la cantidad de puntos de interpolación que depende de su superficie. Se registran desde los que poseen un único valor (los más pequeños, apenas entre 100 y 200 m²) hasta los que tienen hasta 250 valores (los más grandes, entre 150 y 200 Ha). En este apartado se explica cómo se obtiene un único valor por polígono aplicando MC SRS utilizando Excel y regulando las colas de la distribución.

La poligonización se basa en la sumarización, proceso del ArcView que arroja algunos parámetros estadísticos (la media aritmética, la mediana, el desvío estándar, el valor máximo y el valor mínimo), que informan sobre la distribución de los valores interpolados que cayeron dentro de los límites del polígono. Se asume que los valores responden a una distribución normal.

Si bien existe software específico para llevar adelante MC SRS en el marco de un análisis de riesgo (por ejemplo, @risk (Palisade, 2004) o Crystal Ball (Decisiongeneering, 2004), estas herramientas son complementos del EXCEL, por lo tanto este software tiene la capacidad de realizarlo.

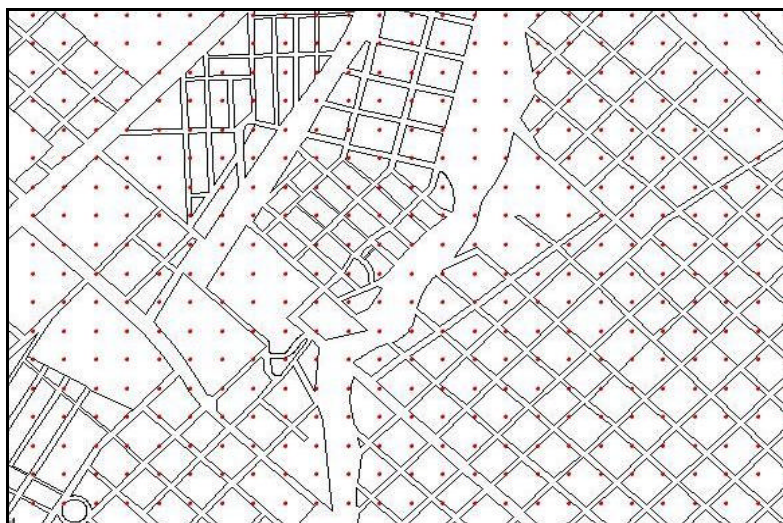


Figura 4.2.3. Grilla de puntos de interpolación. Detalle de la planta urbana.

Resumidamente, el aspecto medular de la metodología que se describió en los apartados precedentes consiste en reemplazar cada término de las ecuaciones del riesgo (Ecuaciones 3.2.2., 3.2.3. y 3.2.4.) por una función inversa que extrae un valor aleatorio “estimado” a partir de una distribución probabilística generada a partir de un conjunto de valores “medidos” y luego interpolados, que se asumen responden a una distribución teórica de P (normal, en este caso) y definida por parámetros estadísticos (media, desvío estándar, mínimo y máximo). A partir de aplicar 5000 veces la función inversa antes mencionada para el mismo conjunto de datos, se recrea una distribución probabilística de valores “estimados” que representa en cuanto a incertidumbre y variabilidad a la distribución estadística teórica del mismo.

Se ha diseñado una función anidada compleja en Excel a partir de la integración de las funciones `distr.norm.inv()`; `aleatorio.entre()`; `distr.norm()`; `promedio()`; `desvestp()`; `min()` y `max()` que posee la capacidad de escoger el valor aleatorio entre los valores máximo y mínimo de los datos medidos. La función es:

=DISTR.NORM.INV(ALEATORIO.ENTRE(DISTR.NORM(MINIMO,MEDIA, DESVIO ST,VERDADERO)*100,DISTR.NORM(MAXIMO,MEDIA,DESVIO ST,VERDADERO)*100)/100,MEDIA,DESVIO ST)

Función 4.1

En Anexo 1 se brindan detalles acerca de la misma, así como la validación del proceso con Cristal Ball 7.1 (Decisioneering, 2004).

Como ya se dijo, esta función anidada se aplica aleatoriamente a cada variable de la ecuación del riesgo 5000 veces por polígono a los fines de generar una distribución de valores lo suficientemente numerosa, de modo de contar con un espectro amplio de escenarios para la variable.

En la Figura 4.2.4 se presenta, para un polígono al azar, la Probabilidad Acumulada (CDF) para la concentración de nitrato en el agua de red tras la aplicación de MC SRS. En amarillo se presenta uno de los “escenarios aleatorios” estimado mediante la Funcion 4.1.

El resultado final de la poligonización del nitrato y el fluoruro en valores promedio en el agua de red, para las unidades areales correspondientes a los pozos, se presenta en Tabla 4.2.5.

En las Figuras 4.2.5 y 4.2.6 se aprecia la poligonización probabilística por el percentilo 95 de la concentración del nitrato y el fluoruro en el agua de red.

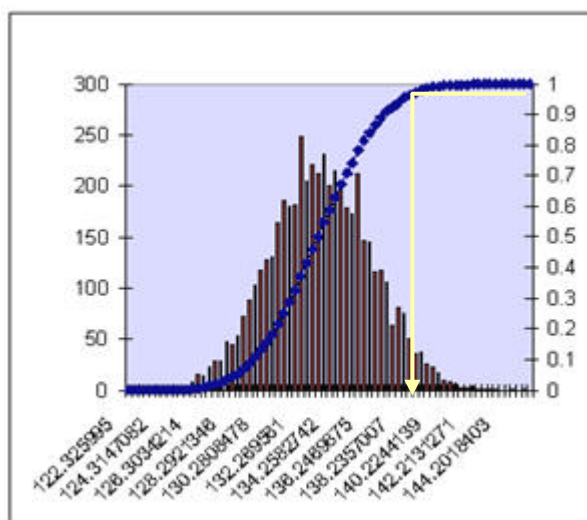


Figura 4.2.4. Cálculo de la Probabilidad Acumulada (CDF) para la concentración de nitrato en el agua de red para un polígono al azar, con mención de la variabilidad luego de aplicar MC SRS. En amarillo se presenta una aplicación de la Funcion 4.1.

Como en el caso de la reducción histórica, en el proceso de poligonización se incurren en dos procedimientos que acarrearán incertidumbre. Por un lado, la decisión de asumir una distribución normal de los datos interpolados que contiene cada polígono, y, por otro, que el valor “estimado” probabilísticamente por MC SRS es fiel representativo de la distribución de datos del polígono obtenidos tras la interpolación. Estos estudios se presentan en el apartado 4.3.1.3.A. y B.

Pozo	Polígono	Nitrato		Fluoruro	
		Promedio	DesvioST	Promedio	DesvioST
1	I-E-0-0-0-317	17.27	5.47	1.43	0.05
3	I-E-0-0-0-300	33.68	5.82	1.53	0.04
4	I-C-0-0-0-207	73.61	6.36	1.44	0.04
5	I-C-0-0-0-164	66.70	5.72	1.41	0.05
6	I-A-0-0-0-76	85.78	6.91	1.11	0.07
7	I-D-0-0-0-290	56.29	5.24	1.14	0.06
8	I-E-0-0-0-324	76.50	6.18	1.29	0.05
9	I-C-0-0-0-189	65.37	5.64	1.34	0.05
10	I-A-0-0-0-30	124.95	9.57	1.14	0.06
11	I-F-0-0-0-372	44.53	5.00	2.13	0.04
12	I-H-0-0-1-0	62.97	5.56	1.08	0.09
13	I-G-0-43-1-0	137.38	10.37	0.92	0.09
14	I-J-52-0-0-52c	24.32	4.93	1.89	0.03
15	I-B-0-0-0-85	137.18	10.35	0.74	0.10
16	I-H-0-98-0-98c	70.92	5.86	0.92	0.09
17	I-J-29-0-0-29g	17.02	5.13	1.64	0.04
18	I-J-42-0-1-0	18.55	5.36	2.34	0.06
19	I-H-0-147-0-0	24.05	5.14	2.13	0.12

Tabla 4.2.5. Valor para el nitrato y el fluoruro en el agua de red para las unidades areales correspondientes a los pozos, tras el procedimiento de poligonización.

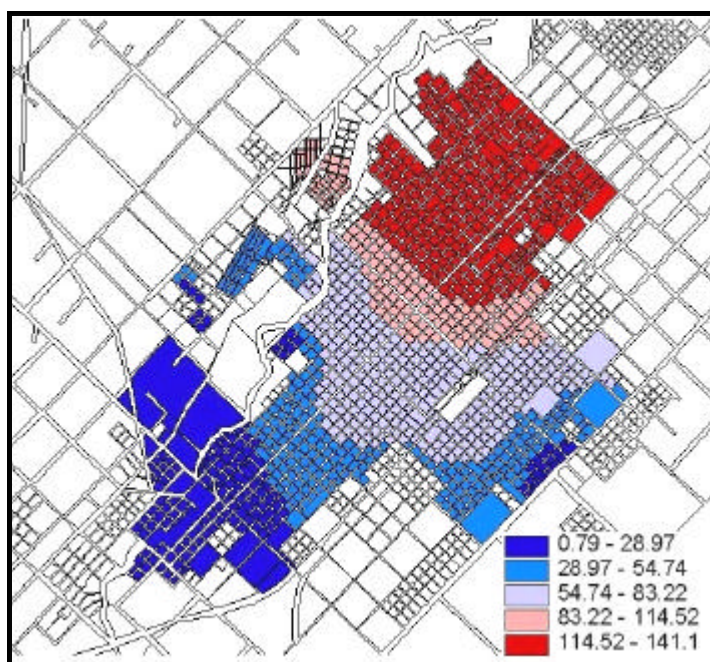


Figura 4.2.5. Detalle de la planta urbana (área servida por la red domiciliaria) mostrando la poligonización probabilística de la concentración del nitrato (en ppm) en el agua de red.

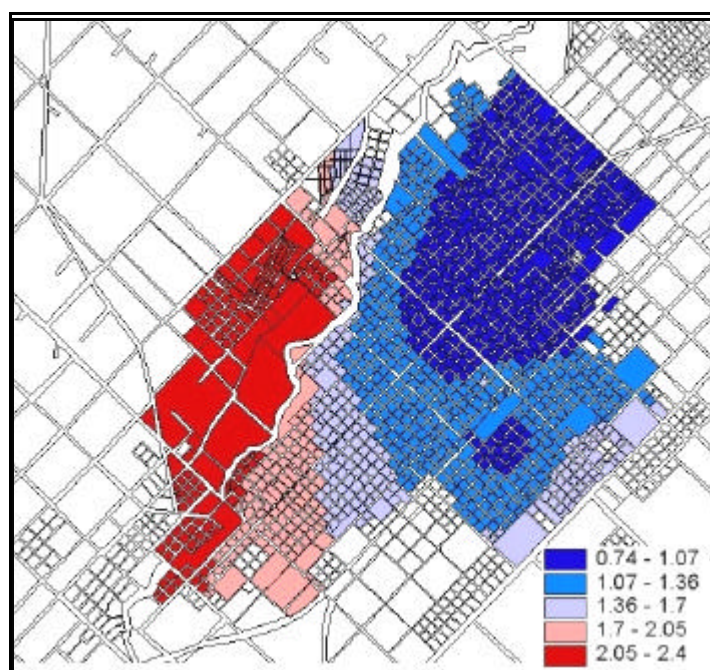


Figura 4.2.6. Detalle de la planta urbana (área servida por la red domiciliaria) mostrando la poligonización probabilística de la concentración del fluoruro (en ppm) en el agua de red.

4.2.2.2. Procedimiento general para estimar las concentraciones de nitratos y fluoruros en el agua de pozos domiciliarios

En este apartado se presenta la metodología para la determinación de la concentración de contaminante por polígono en el agua de consumo en aquellas zonas donde no existe cobertura por la red de agua domiciliaria, lo cual corresponde a algunas áreas periféricas. El esquema metodológico es básicamente el mismo respecto del agua de los pozos profundos.

La determinación de la concentración por unidad areal se realizó por un muestreo de la calidad del agua subterránea, proceso que tuvo varios pasos:

Selección de los puntos a muestrear

Se efectuó considerando la dirección del flujo del agua subterránea, la influencia de los pozos de bombeo y las potenciales fuentes contaminantes situadas en la planta urbana: una curtiembre, un frigorífico, el cementerio, el parque industrial, etc. El número total de pozos muestreados fue inicialmente 70; su distribución en la planta urbana/periurbana se puede apreciar en Figura 4.2.7. De éstos quedaron 30, sobre los que se hicieron distintos muestreos. Estos pozos tienen una profundidad media de 16 metros.

Toma de muestras de agua y selección de contaminantes

Las mismas se tomaron según metodologías estándar, y se realizó un dosaje de especies en solución (calcio, magnesio, sodio, potasio, cloruros, nitratos, sulfato, carbonato y bicarbonato, fluoruro, etc.) medidos por técnicas cuantitativas (APHA, AWWA, WPCF, 1992). Del total de especies hidroquímicas se seleccionaron aquellas que sobrepasaban en al menos un punto de muestreo los NMP según el CAA; de este modo, al igual que lo sucedido con los pozos que abastecen a la red domiciliaria, quedaron el nitrato y el fluoruro como contaminantes sobre los que se realizó el análisis de riesgo sanitario posterior.

Obtención de las concentraciones representativas para cada pozo

Al igual que con los pozos profundos, se hizo previamente un estudio determinístico para reducir tres episodios de muestreo a un valor único representativo. Los resultados se vuelcan en Tabla 4.2.6, consignándose el valor máximo (V.Max.), el 95 percentilo (95 Percent.), el promedio (Prom.) y el desvío estándar (desv.ST.).



Figura 4.2.7. Red de pozos domiciliarios del muestreo urbano

Pozo	Nitrato				Fluoruro			
	V.Máy.	95 Perc.	Prom.	desv ST.	V.Máy.	95 Perc.	Prom.	desv ST.
1	81.40	80.19	64.33	16.34	0.95	0.92	0.72	0.16
2	97.50	97.25	82.87	18.95	0.92	0.90	0.74	0.15
3	27.30	26.93	22.47	4.48	0.85	0.84	0.67	0.17
4	40.10	38.63	26.67	10.49	1.18	1.17	1.03	0.16
5	110.00	109.00	89.63	22.11	0.83	0.82	0.71	0.11
6	178.00	170.80	120.83	41.95	0.74	0.73	0.60	0.12
7	115.00	106.05	54.30	42.94	1.16	1.14	0.84	0.34
8	113.00	112.40	105.03	7.44	0.93	0.92	0.71	0.24
9	100.00	99.23	92.47	6.08	1.13	1.12	1.00	0.13
10	64.90	63.92	54.37	8.91	0.75	0.74	0.64	0.14
11	28.90	28.53	23.43	5.33	1.28	1.28	1.21	0.08
12	103.00	102.32	68.39	44.22	1.75	1.75	1.58	0.21
13	75.00	70.12	40.27	24.71	2.37	2.29	1.55	0.66
14	33.20	32.46	28.27	3.49	1.14	1.14	1.10	0.04
15	10.60	10.39	8.46	2.15	1.39	1.37	1.15	0.25
16	22.80	22.24	16.05	6.03	2.03	1.96	1.28	0.64

17	10.40	10.13	7.89	1.98	1.19	1.19	1.05	0.18
18	2.53	2.52	2.05	0.60	1.13	1.11	0.91	0.18
19	114.00	113.30	97.43	18.70	1.24	1.22	0.99	0.24
20	23.80	23.49	19.93	3.51	1.72	1.70	1.48	0.20
21	47.10	45.08	30.80	12.04	2.35	2.30	1.97	0.28
22	115.00	111.46	79.03	29.60	1.09	1.09	0.83	0.34
23	12.60	12.21	9.13	2.67	1.25	1.24	1.00	0.27
24	37.30	36.39	28.87	6.63	2.09	2.02	1.58	0.37
25	11.90	11.63	8.34	3.33	1.37	1.35	1.12	0.25
26	15.60	15.45	11.46	4.84	1.38	1.36	1.10	0.27
27	32.70	32.47	29.60	2.91	1.41	1.36	0.97	0.33
28	100.00	96.52	70.70	22.02	1.57	1.50	0.96	0.46
29	56.80	56.12	50.00	6.80	1.18	1.18	1.14	0.04
30	145.00	143.70	120.83	25.54	1.14	1.10	0.71	0.35
Máximo	178.00	170.80	120.83	44.22	2.37	2.30	1.97	0.66
Prom.	64.18	62.70	48.80	13.56	1.32	1.29	1.04	0.25
DesvST	46.22	45.04	35.65	12.67	0.43	0.41	0.32	0.15

Tabla 4.2.6. Nitrato y fluoruro en mg l^{-1} en los pozos someros domiciliarios de la planta urbana, para el valor máximo muestreado.

Se hace un análisis más específico de la variabilidad y/o incertidumbre de este procedimiento en el apartado 4.3.1.1.

También se calculó la concentración representativa por el UCL usando Pro-UCL (USEPA, 2003) para los valores promedio de la serie de muestreos para el conjunto de pozos someros de captación. Los valores se presentan en Tabla 4.2.7.

Nitrato	Fluoruro
UCL Prom. 60.04	UCL Prom. 1.16

Tabla 4.2.7. Concentración de nitrato y fluoruro en mg l^{-1} calculado según el UCL (por t de Student) para el conjunto de los pozos someros, por promedio.

De los muestreos sucesivos se obtuvo un valor resumen probabilístico puntual para cada pozo mediante la aplicación de MC SRS ($n = 5.000$ iteraciones), seleccionado como valor representativo el percentilo 95. Los resultados así propagados se presentan en Tabla 4.2.8. De este modo se está teniendo en cuenta la variabilidad temporal en los registros de cada uno de ellos. En el apartado 4.3 se presenta el estudio particularizado de este aspecto con relación a la incertidumbre y variabilidad que asume el modelo.

Pozo	Percentil 95 Valores propagados	
	Nitrato	Fluoruro
1	84.43	0.89
2	103.90	0.94
3	63.29	0.92
4	77.60	0.99
5	106.49	0.89
6	120.70	0.95
7	114.09	1.11
8	108.11	1.20
9	97.29	1.04
10	110.60	0.99
11	58.40	1.48
12	106.72	1.32
13	99.03	1.64
14	48.39	1.25
15	25.97	1.52
16	22.80	1.58
17	46.71	1.19
18	25.86	1.09
19	89.43	1.28
20	55.89	1.54
21	75.37	1.67
22	98.49	1.10
23	45.14	1.15
24	61.58	1.69
25	11.55	1.30
26	30.90	1.25
27	59.78	1.54
28	105.43	1.08
29	38.15	1.15
30	123.80	0.95

Tabla 4.2.8. Concentración de nitrato y fluoruro en mg l^{-1} para cada uno de los pozos someros, generados probabilísticamente por MC

Interpolación de los valores propagados a toda la geografía urbana por krigado ordinario

Los valores obtenidos para los nitratos y fluoruros de los pozos someros luego se interpolaron a toda la geografía urbana, según el mismo mecanismo que el planteado para los valores surgidos de los pozos de abastecimiento de la red domiciliaria. Los modelos de los variogramas seleccionados y los parámetros de los variogramas experimentales fueron los siguientes:

Parámetro	Nitrato	Fluoruro
Tipo de variograma	Omnidireccional	Omnidireccional
Tolerancia	90	90
Lag máximo	5800	5800
Número de lags	25	25
Modelo	Lineal	Lineal
Pendiente	0.1929	1.75×10^{-5}
Efecto pepita	5.70×10^{-8}	3.26×10^{-12}
Anisotropía, ángulo	2 70.29	2 17.08

Los mapas de interpolación con las líneas de isovalores, se presentan en Figura 4.2.8 a y b.

El testeo de la calidad de la interpolación se analiza someramente en el apartado 4.3.1.2.

Poligonización de la información espacializada

Como ya se expresara, de los puntos interpolados que caen dentro de los límites de cada polígono pueden ser obtenidos valores representativos a partir de la sumariación llevada a cabo con el ArcView. El valor de concentración definitorio del polígono se obtuvo como el 95 percentilo de la CDF generada por MC SRS, según el esquema planteado para los pozos de la red domiciliaria.

La poligonización probabilística del nitrato y el fluoruro en el agua para las unidades areales correspondientes a los pozos, se presenta en Tabla 4.2.9.

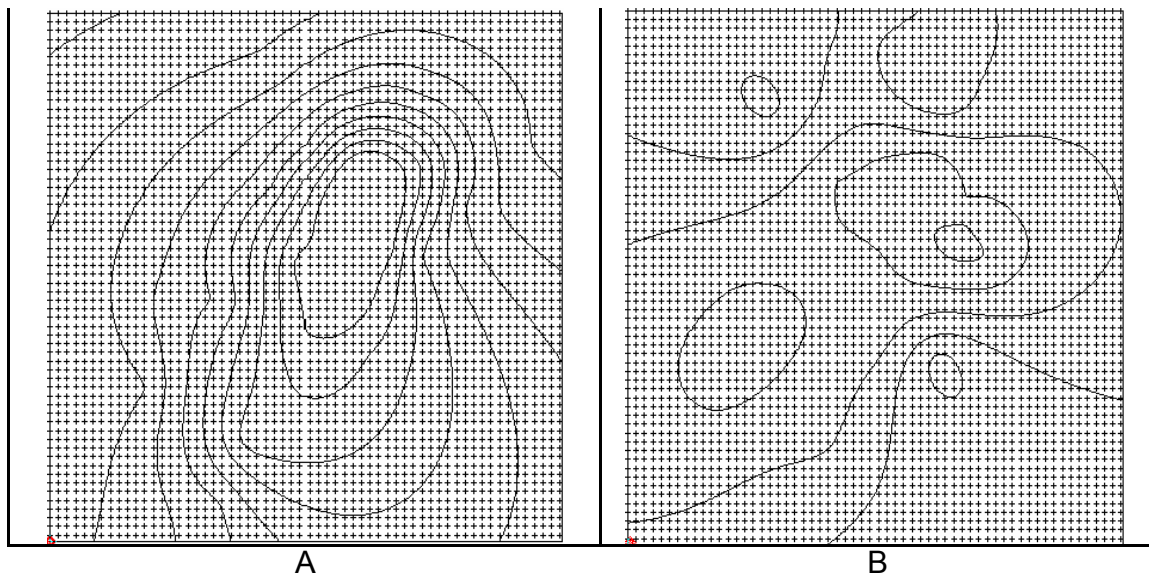


Figura 4.2.8.a y b. Mapa de isovalores por interpolación para el nitrato y el fluoruro respectivamente, a partir del conjunto de pozos domiciliarios.

Pozo	Polígono	Nitrato		Fluoruro	
		Promedio	DesvioST	Promedio	DesvioST
1	I-J-24-0-0-24c	82.45	1.66	0.89	0.05
2	I-G-0-34-0-34a	102.25	2.95	0.94	0.05
3	I-J-22-0-0-22h	60.94	1.94	0.92	0.05
4	I-J-19-0-2-0	71.45	3.59	0.98	0.04
5	I-G-0-66-0-66c	105.03	3.12	0.89	0.05
6	I-J-3-0-0-3y	119.87	4.34	0.95	0.05
7	I-H-0-126-0-126d	113.37	3.77	1.11	0.03
8	II-C-96-0-1-0	106.76	3.25	1.15	0.04
9	I-G-0-23-0-23z	95.70	2.41	1.04	0.04
10	I-D-0-0-0-274	109.49	3.48	0.98	0.04
11	I-J-18-0-0-0	49.05	5.86	1.37	0.06
12	I-H-0-135-0-135c	105.63	3.13	1.31	0.02
13	II-C-90-0-0-0	89.26	6.11	1.54	0.07
14	I-J-30-0-0-0	42.25	4.57	1.19	0.04
15	II-A-38-0-0-0	23.02	4.89	1.49	0.02
16	II-B-67-0-0-0	21.69	4.74	1.55	0.02
17	II-E-0-21-1-0	45.03	2.78	1.18	0.03
18	II-F-0-59-0-0	25.02	4.37	1.08	0.04
19	V-0-0-0-0-0-294	87.99	1.85	1.27	0.02
20	V-0-0-0-0-0-310	54.83	1.98	1.54	0.02
21	II-A-12-0-0-0	64.69	6.38	1.55	0.07
22	II-A-26-0-3-0	95.02	3.07	1.08	0.04
23	II-A-30-0-0-0	39.96	4.24	1.13	0.04
24	IV-0-0-0-0-0-185c	56.41	3.50	1.65	0.03
25	Fuera del área	-----	-----	-----	-----
26	II-A-8-0-0-0	28.87	4.18	1.23	0.03
27	II-A-2-0-0-0	55.03	3.32	1.47	0.04
28	I-J-13-0-3-0	102.43	3.32	1.07	0.04
29	II-E-0-34-0-0	36.11	3.68	1.14	0.03
30	I-B-0-0-0-136	122.76	4.63	0.95	0.05

Tabla 4.2.9. Valores para el nitrato y el fluoruro en el agua de pozo domiciliaria para las unidades areales correspondientes a los pozos, tras el procedimiento de poligonización.

La calidad de esta poligonización se analiza en el apartado 4.3.1.3.

En las próximas figuras se aprecia la poligonización probabilística por el percentilo 95 de la concentración del nitrato, sin considerar (Figura 4.2.9.) y considerando (Figura 4.2.10.) el área cubierta por la red de agua (zona de no exposición para el agua de pozo domiciliario).

En la Figura 4.2.11 se visualiza la poligonización probabilística por el percentilo 95 de la concentración del fluoruro descartando el área cubierta por la red de agua potable.

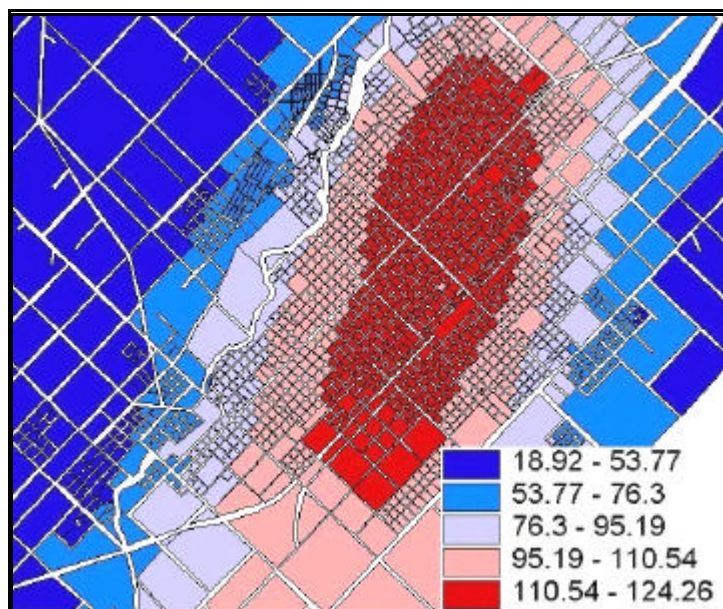


Figura 4.2.9. Detalle de la planta urbana mostrando la poligonización probabilística de la concentración del nitrato (valores en ppm) a partir de pozos someros.

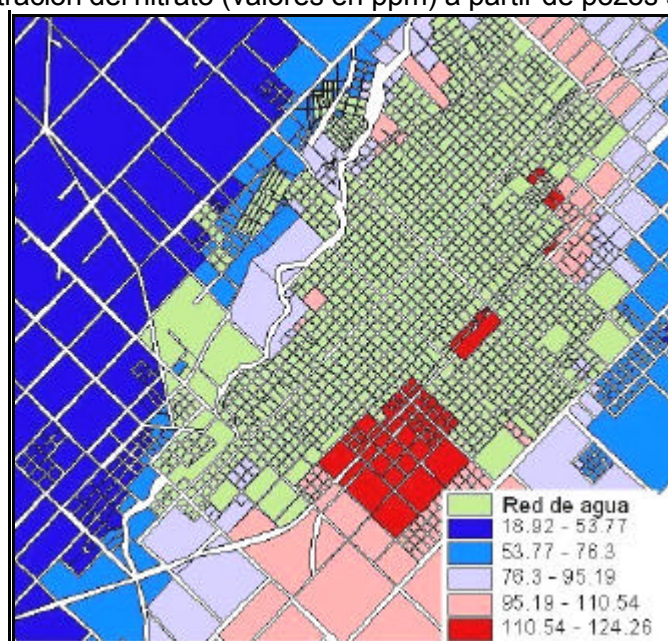


Figura 4.2.10. Detalle de la planta urbana mostrando la poligonización probabilística de la concentración del nitrato (valores en ppm) a partir de pozos someros, diferenciando la zona cubierta por la red de agua.

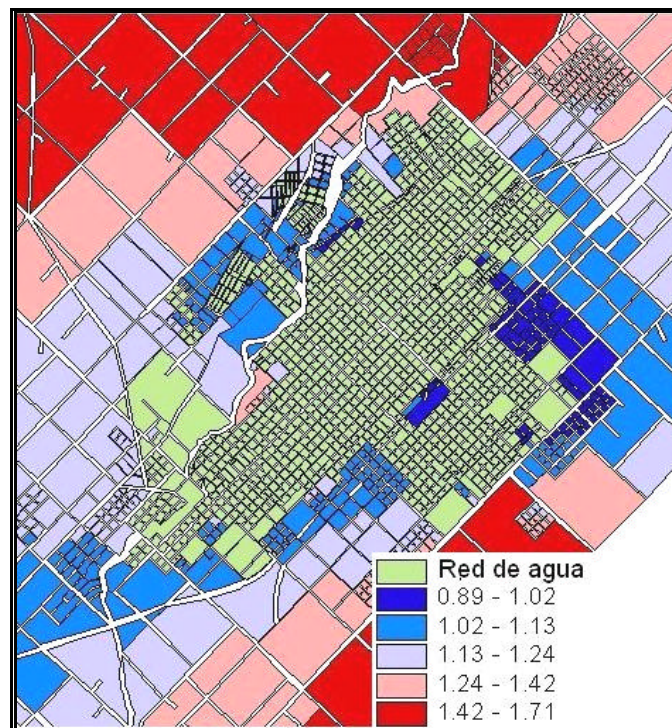


Figura 4.2.11. Detalle de la planta urbana mostrando la poligonización probabilística de la concentración de fluoruro (valores en ppm) a partir de pozos someros, diferenciando la zona de no exposición.

4.2.2.3. Nitrato y fluoruro en el agua de consumo

La integración de la información areal proveniente de la interpolación de los valores representativos de los pozos de captación de la red de agua y de los pozos someros se efectuó respetando el siguiente criterio: toda el área de cobertura de la red de agua potable aporta esos niveles de concentración al parámetro “C” de la ecuación 3.2.2 y 3.2.3 ya que se asume que si bien pueden haber pozos de captación domiciliarios dentro de este área, será la red la que aporte primordialmente agua de consumo.

4.2.3. Determinación de la Tasa de Ingestión Diaria para la unidad areal

El valor de la tasa de ingestión diaria representa el término I_r de la ecuación 3.2.2 y 3.2.3. Determinísticamente, existe el consenso de usar 2 litros/día para adulto y 1 litro/día para niño, valores adoptados de USEPA (1997a). La situación “peor caso” corresponde al estrato etario 20 años o más para adulto masculino, con un intervalo de confianza sobre la media 95% de 3,45 litros para una media de 1,62 litros; y niño hasta 1 año de edad, con un intervalo de confianza sobre la media 95% de 2,1 litros para una media de 0,75 litros (Dawoud y Purucker, 1996).

Al adoptar una metodología probabilística, la tasa de ingesta se convierte en una función que describe una distribución de valores. Por cuestiones de

simplicidad en este trabajo se adopta una distribución normal, como se dijo, definiendo una media y un desvío estándar diferentes, obviamente, para adultos y niños, basados en valores calculados por la USEPA (1997a, 2000c) y Dawoud y Purucker (1996). La distribución se truncó en las colas con un valor mínimo y un valor máximo para controlar los valores extremos en la distribución cuando se efectúa el análisis MC SRS. Esta restricción está en consonancia con la necesidad de profundizar el estudio sobre la cola de la distribución que mayor impacto tiene sobre el valor final del riesgo, es decir, las mayores tasas de ingesta.

Los valores adoptados, en litros día⁻¹, fueron:

NIÑOS:

Media: 0,75; Desvío Standard: 0,45; Mínimo: 0,1; Máximo: 2,1

ADULTOS:

Media: 1,5; Desvío Standard: 0,65; Mínimo: 0,25; Máximo: 3,45

Si bien existen pocos antecedentes sobre el relevamiento de tasas de ingesta realistas, (y la Argentina en general y Azul en particular no son la excepción), se derivó un valor a partir del juicio crítico sobre los valores vertidos en USEPA (1997a).

La función del EXCEL que recupera un valor aleatorio como Tasa de Ingesta para aplicar en el análisis de MC SRS es muy semejante a la utilizada para obtener un valor aleatorio de concentración, es decir, utiliza una función normal inversa truncada, que se reproduce a continuación:

NIÑOS:

=DISTR.NORM.INV(ALEATORIO.ENTRE(DISTR.NORM(0.1,0.75,0.45,VERDADERO)*100,DISTR.NORM(2.1,0.75,0.45,VERDADERO)*100)/100,0.75,0.45)

ADULTOS:

=DISTR.NORM.INV(ALEATORIO.ENTRE(DISTR.NORM(0.25,1.5,0.65,VERDADERO)*100,DISTR.NORM(3.45,1.5,0.65,VERDADERO)*100)/100,1.5,0.65)

4.2.4. Determinación del Peso representativo para la unidad areal

La situación del peso (el BW de las ecuaciones 3.2.2 y 3.2.3) es similar a la de la Tasa de Ingesta. En estudios determinísticos se suele usar el valor de 70 kg para una persona adulta, siendo más variable el valor adoptado como peso representativo para niños, encontrando valores de 12, 20 o más kg.

Tampoco existen en la Argentina relevamientos exhaustivos de la distribución del peso corporal en la población por edad, y por ello se usan las tablas estandarizadas. A falta de valores referenciales realistas, se utilizaron

críticamente los valores vertidos en USEPA (1997a). Igual que con la Tasa de Ingesta, la distribución se truncó en las colas con un valor mínimo y un valor máximo de cara al análisis MC SRS.

Los valores que se utilizaron, en kg, fueron:

NIÑOS:

Media: 9,75; Desvío Standard: 2; Mínimo: 7,75; Máximo: 15,75

ADULTOS:

Media: 71,75; Desvío Standard: 13,7; Mínimo: 44,35; Máximo: 112,85

También en este caso se asume una distribución normal de valores, por lo que la función para el cálculo probabilístico es nuevamente una distribución normal inversa, quedando:

NIÑOS:

=DISTR.NORM.INV(ALEATORIO.ENTRE(DISTR.NORM(7.75,9.75,2,VERDADERO)*100,DISTR.NORM(15.75,9.75,2,VERDADERO)*100)/100,9.75,2)

ADULTOS:

=DISTR.NORM.INV(ALEATORIO.ENTRE(DISTR.NORM(44.35,71.75,13.7,VERDADERO)*100,DISTR.NORM(112.85,71.75,13.7,VERDADERO)*100)/100,71.75,13.7)

4.2.5. Uso del valor de referencia toxicológico

La ecuación 3.2.4 pone en evidencia que la valorización del riesgo surge de la comparación de la dosis de sustancia ingerida con una dosis de referencia (el RfD), estructurando el “Cociente de Riesgo”. El RfD, se dijo, es una estimación de la exposición diaria a la que la población humana, incluyendo los subgrupos sensibles, se puede someter sin que generen riesgos de efectos adversos durante toda su vida (Barnes, 1988). El RfD, como se puede apreciar, es un valor surgido de un estudio probabilístico; representa el CDF (Baird et al., 1996) y posee una estimación implícita de incertidumbre (ver ecuación 3.2.5).

En lo que respecta específicamente para los nitratos, el RfD es de 0,6 mg de nitrato-nitrógeno/kg/día (USEPA, 2002a), por lo que la concentración de nitratos asciende a $7,04 \text{ mg Kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$ teniendo en cuenta la relación 1 mg de nitrato-nitrógeno equivale a 4,4 mg de nitrato.

El fluoruro tiene un RfD de $0,06 \text{ mg Kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$ (USEPA, 2002a).

El RfD tanto para el nitrato como para el fluoruro poseen un nivel de incertidumbre despreciable (el UF y MF de la ecuación 3.2.5 es igual a 1) (USEPA, 2002a).

4.2.6. Determinación del Nivel de Riesgo para la unidad areal

Finalmente, las ecuaciones 3.2.3 y 3.2.4 se calculan para cada una de las unidades areales, a partir de los valores extraídos según los procedimientos más arriba esbozados, por lo que se obtiene como resultado final un mapa poligonizado de valores de riesgo probabilístico al extraer estadísticos representativos del conjunto de escenarios aleatorios obtenidos por MC SRS y luego visualizarlos con el SIG.

En el capítulo 6 se hace la descripción operativa de la aplicación en Excel que realiza el cálculo probabilístico del riesgo aplicando MC SRS.

4.2.6.1. Riesgo por nitratos en el agua de consumo para escenario residencial

A modo de ejemplo se presenta el mapa sobre el riesgo probabilístico (percentilo 95 de la distribución de valores obtenidos por MC SRS) por nitrato para niños, lo cual puede observarse en Figura 4.2.15.a para toda la planta urbana. La Figura 4.2.15.b presenta un detalle del foco más problemático. En Anexo 2 se presentan los mapas para adultos.

4.2.6.2. Riesgo por fluoruros en el agua de consumo para escenario residencial

En la Figura 4.2.16.a se muestra el mapa sobre el riesgo probabilístico (percentilo 95 de la distribución de valores obtenidos por MC SRS) por fluoruro para niños para toda la planta urbana. La Figura 4.2.16.b ofrece un detalle del foco más problemático. En Anexo 2 se presentan los mapas para adultos.

4.2.6.3. Riesgo conjunto por nitratos y fluoruros en el agua de consumo para escenario residencial

En este apartado se hace el análisis de riesgo probabilística por la ingesta conjunta de nitrato y fluoruro en el agua que se consume (de red o de pozo domiciliario). Como muestra se presenta el mapa sobre el riesgo probabilístico (percentilo 95 obtenidos por MC SRS) para niños, lo cual puede observarse en Figuras 4.2.17a y 4.2.17.b En Anexo 2 se presentan los mapas para adultos.

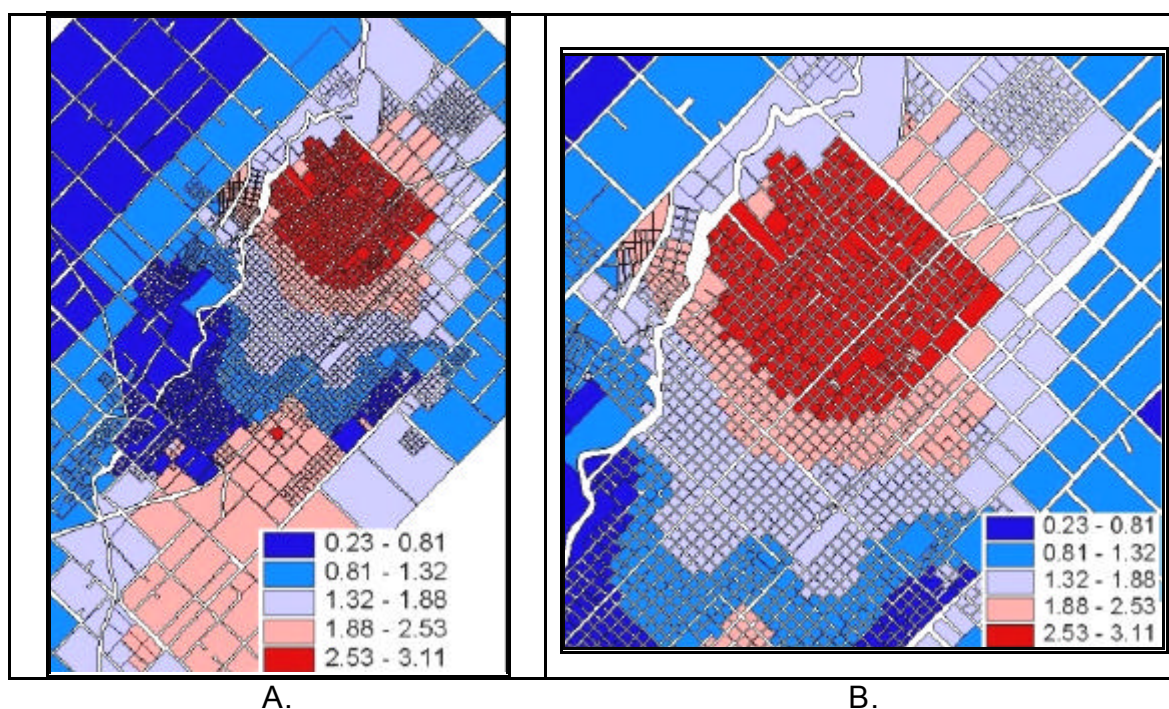


Figura 4.2.15.a. Mapa sobre el riesgo probabilístico para niños por nitratos en el agua de consumo para el área central de la ciudad; **b.** Detalle del anterior.

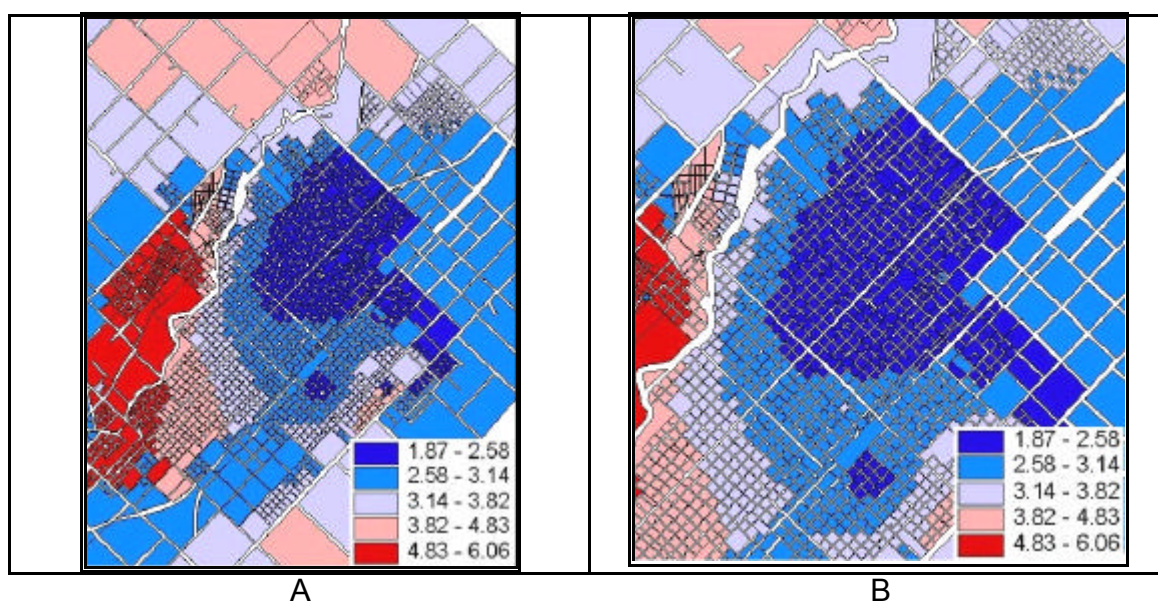


Figura 4.2.16.a. Mapa sobre el riesgo probabilístico para niños por fluoruros en el agua de consumo para el área central de la ciudad; **b.** Detalle del anterior.

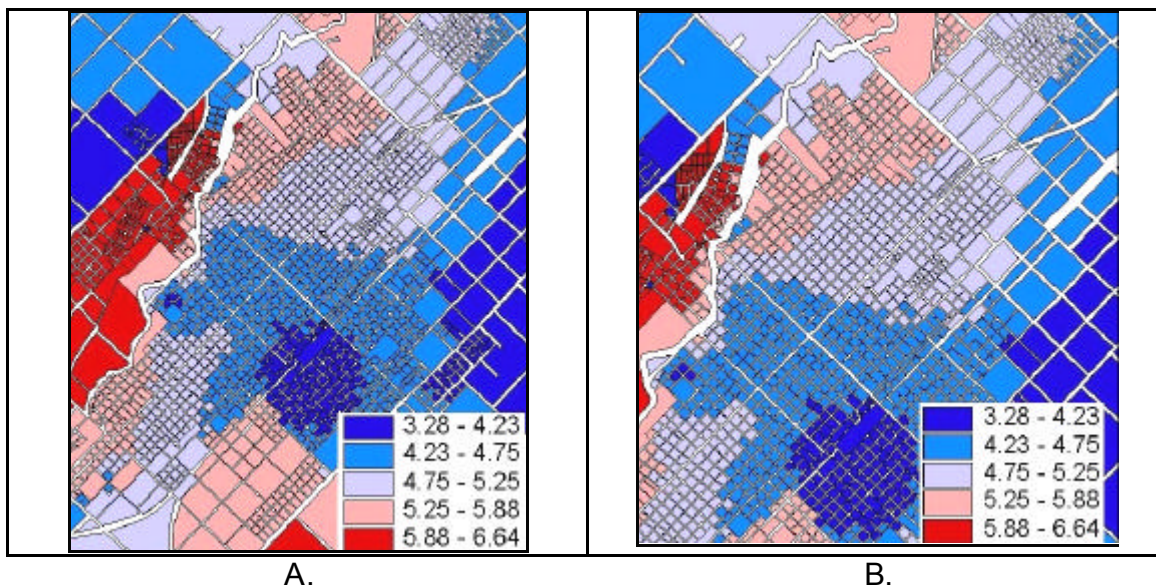


Figura 4.2.17.a. Mapa sobre el riesgo probabilístico para niños por fluoruros más nitratos en el agua de consumo para el área central de la ciudad; **b.** Detalle del anterior.

4.3. Estudios sobre la incertidumbre y la sensibilidad del método

Ya se mencionó en apartados anteriores que la relación entre los ERP y los EI es tan estrecha que el ERP puede ser considerado, directamente, un EI aplicado a un análisis de riesgo ya que el procedimiento probabilístico lo asume considerando la ocurrencia de varias fuentes de incertidumbre y variabilidad sobre las variables insumo del modelo. Por otro lado, los ERP normalmente van acompañados por estudios para estimar el efecto de los cambios en las variables insumos sobre el resultado de un modelo. Así, una variable insumo contribuye significativamente con el resultado del modelo analítico del riesgo al ser altamente variable o incierta, y, merced al procedimiento probabilístico, estas características se propagan a él. Un EI es, entonces, un modo de identificar la importancia de cada variable sobre el modelo, indicando cuales son las variables que contribuyen, de modo preferencial, sobre su incertidumbre.

En este apartado se realiza un estudio detallado de la incertidumbre y la sensibilidad del modelo propuesto.

4.3.1. Análisis de la incertidumbre y/o variabilidad de las variables

La variable más importante a analizar, en principio, es la concentración de la sustancia. Como se vio, se tienen dos conjuntos de datos referidos a la concentración de la sustancia: los provenientes del muestreo de la red de agua y los provenientes del muestreo de agua subterránea de pozos domiciliarios activos.

Debido a que, por un lado, existe variabilidad histórica y, por el otro, variabilidad geográfica, se hicieron ambos estudios por separado, discriminando, en cada uno de ellos, entre los datos correspondientes a la red de agua y los de los pozos domiciliarios. En esta apartado también se calculó el nivel de incertidumbre que arrastraron las decisiones tomadas sobre las tasas de ingesta y el peso, estimándose, al final, el valor de la incertidumbre general por la sumatoria de errores. A continuación se presenta cada uno de los ítems analizados.

4.3.1.1. Estudio de la variabilidad histórica de los datos de concentración con relación a la propagación

Se indicó en el apartado 4.2.2.1 que este estudio, en lo que respecta al agua potable suministrada por la red, se basó en series históricas de datos para cada pozo provenientes de los registros de la empresa prestataria del servicio, contando, cada uno, con un número variable de datos (entre 100 y 10) recabados durante un número variable de años. Para el caso del agua proveniente de los pozos domiciliarios, en el punto 4.2.2.2 se mencionó que se trabajó con una serie de tres muestreos exhaustivos.

El procedimiento de reducción histórica de los datos contiene dos asunciones: que los datos medidos responden a una curva normal, y que el valor del percentilo 95 de la distribución probabilística generada por MC SRS sobre los datos medidos representa fielmente el valor que luego se utiliza para interpolar; a continuación se analizan ambas.

A) Incertidumbre por la reducción de la serie histórica: el uso de las distribuciones normales.

Se comentó previamente que se asumió que el conjunto de datos históricos respondía a una distribución normal. Se testeó la normalidad de tres series de datos correspondientes a los pozos más antiguos (y por ende, de series más largas), verificándose que ninguno de ellos poseía una distribución de este tipo.

Considerándose que el manejo de los datos para realizar MC SRS se facilita si se asume normalidad (sobre todo para realizar la técnica de propagación con Excel), se analizó la incertidumbre que acarrea tal asunción.

A continuación se realiza el estudio comparativo de los tipos de distribuciones que adoptan los valores de las series históricas utilizando como testigo los tres pozos de series más largas (Pozo 1, 3 y 4, con $n > 100$), tanto para el nitrato como para el fluoruro. Utilizando el Systat 11.00.01 (Systat Software Inc., 2004) se testeó una serie de distribuciones teóricas (Normal, Beta, Cauchy, Chi-square, Double exponential/Laplace, Exponential, Gamma, Gompertz, Gumbel, Inverse Gaussian/Wald, Logistic, Logit normal, Lognormal, Pareto, Rayleigh, Triangular, Uniform, Weibull), seleccionándose los parámetros de la curva normal y los del tipo que mejor ajusta. Posteriormente, con los mismos, se efectuó MC SRS con el mismo programa estadístico para 5000 iteraciones y luego se

compararon ambas distribuciones obtenidas brindando el promedio y el percentil 95 y efectuando análisis de correlación de Pearson. En Anexo 3 Se encuentra el estudio detallado, incluyendo los parámetros de las distribuciones mencionadas.

Los resultados son los siguientes:

POZO 1: NITRATO

Estadístico	Tipo de Distribución	
	Normal	Cauchy
Promedio	11.83	11.13
Percentil 95	22.00	21.90
Correlación Pearson	0.94	

POZO 1: FLUORURO

Estadístico	Tipo de Distribución	
	Normal	Doble Exponencial
Promedio	1.30	1.40
Percentil 95	1.91	1.92
Correlación Pearson	0.98	

POZO 3: NITRATO

Estadístico	Tipo de Distribución	
	Normal	Chi cuadrado
Promedio	30.19	30.11
Percentil 95	53.41	43.97
Correlación Pearson	0.99	

POZO 3: FLUORURO

Estadístico	Tipo de Distribución	
	Normal	Cauchy
Promedio	1.45	1.95
Percentil 95	1.93	2.68
Correlación Pearson	0.93	

POZO 4: NITRATO

Estadístico	Tipo de Distribución	
	Normal	Logística
Promedio	74.93	75.20
Percentil 95	108.74	110.27
Correlación Pearson	0.99	

POZO 4: FLUORURO

Estadístico	Tipo de Distribución	
	Normal	Doble Exponencial
Promedio	1.35	1.40
Percentil 95	1.84	1.87
Correlación Pearson	0.98	

De los valores de los índices de correlación puede inferirse que la decisión de considerar que los datos medidos responden a una distribución normal durante el procedimiento de MC SRS para propagar probabilísticamente la serie histórica no generaría un incremento significativo de la incertidumbre.

B) Incertidumbre por la reducción de la serie histórica: el uso del percentilo 95 de los datos propagados por MC SRS.

Ya se explicó que fue necesario contar con un único valor puntual para cada serie histórica de datos, reducción a un único valor de concentración con el fin de usarlo para interpolar. Se aplicó MC SRS para propagar probabilísticamente la distribución de datos “medidos”, eligiéndose como valor representativo el 95 percentilo de la nueva distribución de valores “estimada”. Este proceder arrastra un nivel de incertidumbre que es necesaria hacer explícita.

Para estimar el nivel de variabilidad por la reducción probabilística de la serie histórica se comparó el 95 percentilo de la distribución de valores tras la propagación (datos que se vuelcan en las Tablas 4.2.4 y 4.2.8, haciendo referencia a los pozos que proveen a la red y los domiciliarios, respectivamente) con el 95 percentilo del lote de datos reales correspondiente a cada pozo (datos que se brindan en las Tablas 4.2.1 y 4.2.6, haciendo referencia a los pozos que proveen a la red y los domiciliarios, respectivamente). Esa diferencia se calculó como el porcentaje que representa el valor absoluto de la resta de ambos percentilos sobre el percentilo de la distribución real. Posteriormente, se interpolaron y poligonizaron esos valores utilizando el modelo de krigging ordinario lineal con sus parámetros tal como se aplicaron en los apartados 4.2.2.1 y 4.2.2.2. En las Figuras 4.3.1. y 4.3.2. se presentan, a modo de ejemplo, los mapas de los valores de incertidumbre en la reducción histórica probabilística para el nitrato y el fluoruro en el agua de red poligonizados a toda la planta urbana.

La variabilidad global se estimó a partir del promedio, el desvío estándar, el valor máximo y el mínimo para todos el conjunto de polígonos, aplicándose, también, el método de la “raíz cuadrada del promedio de los errores cuadrados” (RPEC). Los resultados se ofrecen en la Tabla 4.3.1.

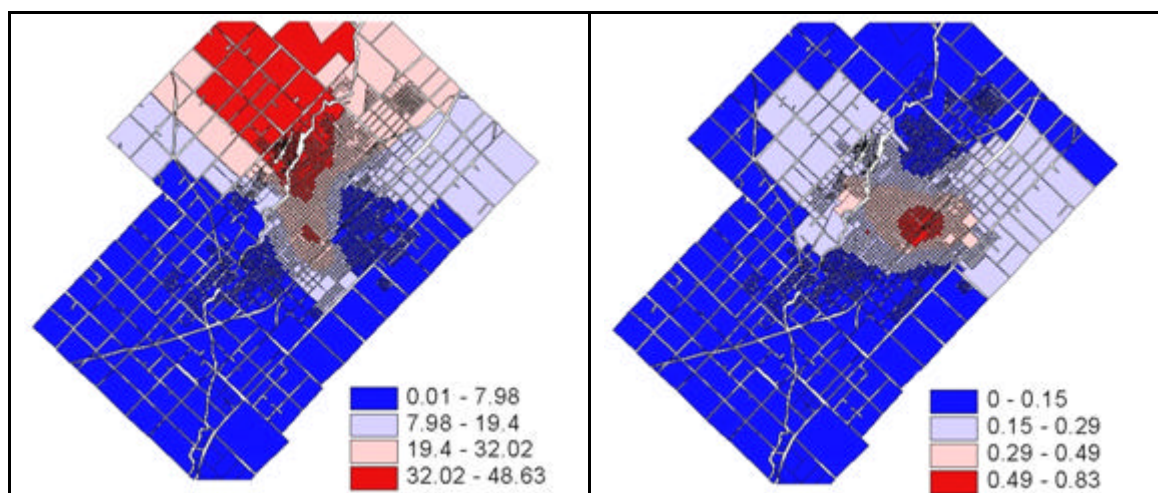


Figura 4.3.1. Mapas de incertidumbre en la reducción histórica para el nitrato en el agua de red.

Figura 4.3.2. Mapas de incertidumbre en la reducción histórica para el nitrato en el agua de red.

Los resultados muestran que la propagación de la serie histórica arroja una diferencia de un 20% aproximadamente, tanto en valores promedio como por el RPEC, y sólo para los nitratos; en el caso del fluoruro la incertidumbre es mucho menor.

La información a nivel de polígono se utilizó como insumo de la cuantificación de la incertidumbre general del modelo (ver apartado 4.3.1.6).

	Nitrato		Fluoruro	
	Red	Domiciliarios	Red	Domiciliarios
Promedio	16.13	19.23	0.20	0.17
Desvío ST	13.47	9.37	0.14	0.08
Máximo	48.63	48.91	0.83	0.54
Mínimo	0.01	1.57	0.00	0.01
RPEC	21.01	21.40	0.25	0.19

Tabla 4.3.1. Cálculo de la incertidumbre por la reducción de la serie histórica de valores según sustancia y tipo de agua para toda la planta urbana.

4.3.1.2. Estudio de la variabilidad espacial

A) Incertidumbre en la interpolación debida a la selección del modelo

La decisión de haber adoptado krigging como modelo geoestadístico arrastra incertidumbre. Para su cuantificación se efectuó la comparación de la interpolación del modelo adoptado en krigging (para sustancia -nitrato y fluoruro- y

cada tipo de agua –pozos profundos para suministro a la red y pozos domiciliarios– con el promedio del resto de modelos geoestadísticos que ofrece el Surfer (cuadrado del inverso de la distancia, de mínima curvatura, método de Shepard modificado, vecinos naturales, vecinos más cercanos, regresión polinomial, función radial, y triangulación) con sus parámetros por defecto. La comparación se realizó polígono a polígono como la diferencia porcentual entre el resultado obtenido por kriging y el promedio de los resultados por los otros métodos.

La variabilidad para toda la planta urbana se estimó a partir del promedio, el desvío estándar, el valor máximo y el mínimo así como por el RPEC. Los resultados se ofrecen en la Tabla 4.3.2.

	Nitrato		Fluoruro	
	Red	Domiciliarios	Red	Domiciliarios
Promedio	8.78	3.04	4.95	3.04
Desvío ST	7.86	2.25	5.53	2.25
Máximo	44.33	12.08	45.20	12.08
Mínimo	0.17	0.00	0.09	0.00
RPEC	11.78	3.79	7.42	3.79

Tabla 4.3.2. Estudio de la incertidumbre en la elección del modelo geoestadístico para el conjunto de polígonos de toda la planta urbana.

Los valores que arroja la Tabla 4.3.2 permiten inferir que la decisión de adoptar kriging como modelo geoestadístico redundaba en un nivel de incertidumbre para todo el lote de polígonos de la planta urbana menor al 10 % a juzgar por el promedio y levemente superior a ese valor, si se lo hace por el RPEC.

La información a nivel de polígono se utilizó como insumo de la cuantificación de la incertidumbre general del modelo (ver apartado 4.3.1.6).

B) Incertidumbre en la interpolación debida a la selección del modelo de curva de ajuste del variograma

En el apartado 4.2.2 se indicó que el modelo de curva de ajuste empleado para la interpolación por kriging fue el lineal. Esta decisión estuvo amparada en un estudio previo en base a los errores de la interpolación. El error de interpolación es la diferencia, para los puntos que tienen información real, entre ésta y la información interpolada para el mismo punto; de allí que cuanto menor sea la suma de los valores absolutos de estos errores, mayor realismo posee la interpolación. Se seleccionó como modelo general el lineal debido a que, en dos de los cuatro casos, presentó el menor error. Los modelos analizados fueron: lineal, exponencial, logarítmico, esférico, potencia y cuadrático.

En la Tabla 4.3.3 se presentan los errores de interpolación por kriging ordinario, estimados por el SURFER como residuos (“residuals”), calculados en

valores absolutos. Se resalta en amarillo aquel modelo en el que la suma de los valores absolutos es menor.

Modelo	Agua de Red					
	Nitrato			Fluor		
	Suma	Promedio	DesvioST	Suma	Promedio	DesvioST
Lineal	1.40	0.08	0.08	1.09	0.06	0.06
Exponencial	10.42	0.61	0.38	4.00	0.24	0.19
Logarítmico	6.19	0.36	0.26	1.88	0.11	0.17
Esferico	10.59	0.62	0.39	4.00	0.24	0.19
Potencia	5.26	0.31	0.24	2.21	0.13	0.11
Cuadrático	6.40	0.38	0.35	3.07	0.18	0.14
Modelo	Agua de pozo domiciliario					
	Nitrato			Fluor		
	Suma	Promedio	DesvioST	Suma	Promedio	DesvioST
Lineal	17.64	0.57	0.45	4.81	0.16	0.15
Exponencial	0.45	0.01	0.01	6.22	0.21	0.18
Logarítmico	35.12	1.13	0.84	2.71	0.09	0.08
Esferico	24.89	0.80	0.55	6.00	0.20	0.17
Potencia	9.42	0.30	0.22	3.72	0.12	0.11
Cuadrático	9.42	0.30	0.22	6.22	0.21	0.18

Tabla 4.3.3. Errores de interpolación (residuos) según los distintos modelos de interpolación calculados como valores absolutos, mostrando, en amarillo la opción más adecuada (menor suma de errores)

Como puede verse la decisión de haber adoptado como modelo el krigging lineal arrastra incertidumbre. Para su cuantificación se efectuó la comparación de la interpolación del modelo lineal (por sustancia -nitrato y fluoruro- y cada tipo de agua –pozos profundos para suministro a la red y pozos domiciliarios- con el promedio del resto de modelos que ofrece el Surfer para krigear, más arriba mencionados, con sus parámetros seleccionados con el comando **autofit**. La comparación se realizó polígono a polígono como la diferencia porcentual entre el resultado obtenido por krigeado y el promedio de los resultados por los otros métodos.

La variabilidad para toda la planta urbana se estimó a partir de la media aritmética, el desvío estándar, el valor máximo y el mínimo así como por el RPEC. Los resultados se ofrecen en la Tabla 4.3.4.

La Tabla 4.3.4 evidencia que la utilización del modelo lineal como método de krigeado ordinario en vez de otros métodos origina un nivel de incertidumbre para todo el lote de polígonos de la planta urbana que ronda el 20 % considerando el RPEC y algo menos si se centra la atención en los valores promedio.

La información a nivel de polígono se utilizó como insumo de la cuantificación de la incertidumbre general del modelo (ver apartado 4.3.1.6).

	Nitrato		Fluoruro	
	Red	Domiciliarios	Red	Domiciliarios
Promedio	10.03	20.18	7.63	6.55
Desvío ST	16.08	18.07	7.38	4.60
Máximo	86.86	73.94	32.04	18.38
Mínimo	0.14	0.02	0.13	0.02
RPEC	21.34	22.09	10.62	8.00

Tabla 4.3.4. Estudio de la incertidumbre en la elección del modelo geoestadístico para el conjunto de polígonos de toda la planta urbana.

C) Incertidumbre en la espacialización por el método seleccionado de interpolación

El propio proceso de interpolación, usando el modelo de curva de ajuste que fuere, arrastrará también un cierto nivel de incertidumbre al espacializar información puntualizada. Para cuantificar esa incertidumbre se llevó a cabo el procedimiento de validación cruzada. Esta técnica normalmente se utiliza para comparar la distribución de errores o residuos a partir de aplicar diferentes técnicas de estimación al mismo set de datos (Isaaks y Srivastava, 1989; Goovaerts, 1997). Un modo de efectuar esta técnica es remover un valor del conjunto de datos reales por vez e interpolar usando el mismo semivariograma (Goovaerts, 1997), el lineal en este caso, con sus parámetros tal como se aplicaron en los apartados 4.2.2.1 y 4.2.2.2. La comparación se realizó polígono a polígono como la diferencia porcentual entre el resultado obtenido por el procedimiento tal como se realizó en los apartados 4.2.2.1 y 4.2.2.2 y el promedio de los resultados para la unidad areal.

La variabilidad global para la planta urbana se computó a partir de la media aritmética, el desvío estándar, el valor máximo y el mínimo así como por el RPEC. Los resultados se ofrecen en la Tabla 4.3.5.

La Tabla 4.3.5 permite apreciar que espacializar la información mediante el krigado ordinario lineal genera incertidumbre de aproximadamente un 2 % para todo el lote de polígonos de la planta urbana a partir del dato del RPEC, y algo menos si se focaliza en los valores promedio.

La información a nivel de polígono se utilizó como insumo de la cuantificación de la incertidumbre general del modelo (ver apartado 4.3.1.6).

	Nitrato		Fluoruro	
	Red	Domiciliarios	Red	Domiciliarios
Promedio	1.22	0.33	0.45	1.16
Desvío ST	1.75	0.32	0.33	0.15
Máximo	20.98	2.10	1.90	1.67
Mínimo	0.00	0.00	0.00	0.89
RPEC	2.10	0.46	0.56	1.17

Tabla 4.3.5. Estudio de la incertidumbre debida a la espacialización de la información utilizando la interpolación mediante el modelo de kriging ordinario lineal para el lote de polígonos de toda la planta urbana.

4.3.1.3. Incertidumbre debida a la poligonización probabilística

La poligonización probabilística de la información espacializada, es decir, obtener un valor único probabilístico por unidad areal a partir de un lote de datos, también es un proceso que arrastra cierta incertidumbre, como ya se expresara anteriormente. El proceso de poligonización se explicó en los apartados 4.2.2.1 y 4.2.2.2., y consistió, resumidamente, en la obtención de un valor único por polígono del conjunto de datos interpolados a partir de los valores de concentración.

Como en el caso de la reducción histórica, en el proceso de poligonización se realizan dos procedimientos que arrastran incertidumbre. Por un lado, la decisión de asumir una distribución normal de los datos interpolados que contiene cada polígono, y, por otro, que el valor “estimado” probabilísticamente por MC SRS es fiel representativo de la distribución de datos del polígono obtenidos tras la interpolación. A continuación se analizan ambos.

A) Incertidumbre por la poligonización probabilística: el uso de las distribuciones normales.

El estudio comparativo de los tipos de distribuciones que adoptan los valores de concentración interpolados por polígono se realizó de manera similar al realizado para la reducción de la serie histórica. Para tres polígonos seleccionados al azar y que contaran con un número de datos mayor a 50. La discriminación entre sustancias o entre medios es irrelevante debido al tipo común de modelo de curva de ajuste utilizado durante el krigeado.

El análisis se efectuó con el Systat 11.00.01 (Systat Software Inc., 2004), se testeó una serie de distribuciones teóricas (Normal, Beta, Cauchy, Chi-square, Double exponential/Laplace, Exponential, Gamma, Gompertz, Gumbel, Inverse Gaussian/Wald, Logistic, Logit normal, Lognormal, Pareto, Rayleigh, Triangular, Uniform, Weibull), seleccionándose los parámetros de la curva normal y los del

tipo que mejor ajusta. Posteriormente, con los mismos, se efectuó MC SRS con el mismo programa estadístico para 5000 iteraciones y luego se compararon ambas distribuciones obtenidas brindando el promedio, es desvío estándar y el percentil 95 y efectuando análisis de correlación de Pearson. En Anexo 4 Se encuentra el estudio detallado, incluyendo los parámetros de las distribuciones mencionadas.

NITRATO. Polígono al azar 1 (n = 604)

Estadístico	Tipo de Distribución	
	Normal	Uniforme
Promedio	5.97	6.02
Desvío estándar	1.06	1.10
Percentil 95	7.73	7.72
Correlación Pearson	0.98	

NITRATO. Polígono al azar 2 (n = 62)

Estadístico	Tipo de Distribución	
	Normal	Uniforme
Promedio	5.46	5.47
Desvío estándar	0.31	0.35
Percentil 95	5.98	6.00
Correlación Pearson	0.98	

NITRATO. Polígono al azar 3 (n = 175)

Estadístico	Tipo de Distribución	
	Normal	Uniforme
Promedio	2.26	2.26
Desvío estándar	0.23	0.24
Percentil 95	2.64	2.62
Correlación Pearson	0.99	

De los valores de los índices de correlación puede inferirse que la decisión de considerar que los datos medidos responden a una distribución normal durante el procedimiento de poligonización probabilística con MC SRS no generaría un incremento significativo de la incertidumbre.

B) Incertidumbre por la poligonización probabilística

La incertidumbre se computó a partir del cálculo de un coeficiente de variación que consistió en la razón porcentual respecto del valor probabilístico final entre el desvío estándar del lote de valores que integraban cada polígono y el valor probabilístico final representativo del mismo. La incertidumbre global se estimó a partir de la media aritmética, el desvío estándar, el valor máximo y el

mínimo así como por el RPEC del conjunto de polígonos de toda la planta urbana. Los resultados se ofrecen en la Tabla 4.3.6.

	Nitrato		Fluoruro	
	Red	Domiciliarios	Red	Domiciliarios
Promedio	0.031	0.013	0.008	0.005
Desvío ST	0.053	0.018	0.007	0.007
Máximo	0.735	0.165	0.105	0.104
Mínimo	0.001	0.000	0.000	0.000
RPEC	0.058	0.022	0.011	0.009

Tabla 4.3.6. Evaluación de la incertidumbre debida a la poligonización probabilística de la información para el lote de polígonos de toda la planta urbana.

La Tabla 4.3.6 muestra que el procedimiento de poligonización probabilística introduce un nivel de incertidumbre casi despreciable, ya que en ningún caso llega al 1 %, ni siquiera visualizando los valores máximos.

La información a nivel de polígono se utilizó como insumo de la cuantificación de la incertidumbre general del modelo (ver apartado 4.3.1.6).

4.3.1.4. Incertidumbre con relación a la tasa de ingesta

Es un hecho obvio que las personas no ingieren únicamente agua para satisfacer su demanda fisiológica de líquidos. En el Anexo 5 se hace un estudio de la variación del nivel de riesgo en función del peso y la tasa de ingesta de líquido. Allí se muestra que el valor de ingesta de agua en niños es de un 80% de la ingesta total de líquidos, porque en esa edad el niño ingiere otros líquidos tales como leche, jugos de frutas, etc. A continuación, en Tabla 4.3.7, se muestra una elaboración a partir de la información volcada en anexos:

Rango etario	Bebidas a base de agua domiciliaria			Frutas y otras bebidas	Porcentaje
	Agua de canilla	Té	Café		
5 y menores	359	1	17	86	22.81
6 a 11	537	2	44	114	19.55

Tabla 4.3.7. Ingesta de líquidos en niños (en ml día⁻¹) para los Estados Unidos (fuente: USEPA, 1997a, ver en anexos)

Si bien es muy difícil recabar esta información para Argentina en general (y obviamente imposible a nivel local), se manejan los datos que aparecen en la Tabla 4.3.8, la que ilustra acerca del consumo de bebidas distintas del agua en litros día por habitante para Argentina (fuente: Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos, en <http://www.sagpya.mecon.gov.ar>).

Bebida	Consumo
Leche	0,185
Gaseosas y jugos	0,270
Cerveza	0,098
Agua mineral	0,049
Vino	0,071

Tabla 4.3.8. Consumo de bebidas distintas del agua en litros día⁻¹ por habitante para Argentina

Estos valores son por habitante pero sin discriminación de edad. Sin embargo, se debe reconocer que hay una variación del tipo de bebidas por rango de edad, de modo que la leche y las gaseosas serán más frecuentemente ingeridas durante la niñez, mientras que el resto de las bebidas, sobre todo, la cerveza y el vino, lo serán para los adultos.

El análisis de los datos demuestra que, sobre todo para los niños, existe un nivel de ingesta muy importante de bebidas distintas al agua, de casi medio litro día. Esto quiere decir que el valor adoptado como referencial tiene, a este respecto, un nivel de incertidumbre que podría llevar a sobreestimar el nivel de riesgo debido a considerar una tasa de ingesta mayor a la que en realidad ocurre. Según los datos vertidos de tasa de ingesta por bebidas distintas del agua de consumo residencial (sea de la red o de agua de pozo), valores realistas del riesgo para niños rondaría en 1/3 del valor ofrecido por la metodología aquí presentada.

Estos datos de tasas de ingesta son aproximados y para toda la Argentina. Para disminuir la incertidumbre debería encararse más seriamente estudios tendientes a analizar las tasas de ingesta diferenciales por estratos etarios, e incluso geográficos, reconociendo la importancia que tiene en el consumo de bebidas, la participación de factores socioeconómicos. Este estudio excede el marco de aplicación de la metodología que aquí se presenta, pero se reconoce su importancia, sobre todo por el hecho, como se verá, del nivel de trascendencia que tiene la tasa de ingesta respecto de las otras variables en la construcción del valor del riesgo –ver apartado 4.3.3.

Además de lo recién expuesto, se analizó la variabilidad que se asumió en los cálculos a nivel de tasa de ingesta, tanto para niño como para adulto, según los parámetros utilizados en el apartado 4.2.3. La misma se calculó, a nivel global y por polígono, también como el cómputo de una proporción porcentual entre un coeficiente de variación (que consistió en la razón entre el desvío estándar y el promedio de los valores probabilísticos de la tasa de ingesta propagados por MC SRS), y el valor probabilístico final de tasa de ingesta representativo del polígono. La incertidumbre global se estimó a partir de la media aritmética, el desvío estándar, el valor máximo y el mínimo así como por el RPEC para el conjunto de polígonos de toda la planta urbana. Los resultados se ofrecen en la Tabla 4.3.9.

	Incertidumbre Ingesta	
	Niños	Adultos
Promedio	43.59	21.81
Desvío ST	0.21	0.10
Máximo	44.22	22.12
Mínimo	43.00	21.46
RPEC	43.58	21.80

Tabla 4.3.9. Evaluación de la incertidumbre debida a la estimación probabilística de la tasa de ingesta para niños y adultos sobre el lote de polígonos de toda la planta urbana.

La Tabla 4.3.9 permite inferir que la estimación probabilística tal cual se ha realizado arrastra un nivel de incertidumbre de aproximadamente un 20 % para adultos duplicándose en niños.

La información a nivel de polígono se utilizó como insumo de la cuantificación de la incertidumbre general del modelo (ver apartado 4.3.1.6).

4.3.1.5. Incertidumbre con relación al peso

De manera idéntica a lo presentado respecto del cálculo de la incertidumbre para la tasa de ingesta, también se analizó el nivel de incertidumbre asumido sobre el valor probabilístico del peso utilizado en el modelo del cálculo del riesgo, según los parámetros expuestos en el apartado 4.2.3. La incertidumbre se calculó, a nivel global y por polígono, también como el cómputo de una proporción porcentual entre un coeficiente de variación (que consistió en la razón entre el desvío estándar y el promedio de los valores probabilísticos del peso propagados por MC SRS, que se computó tanto para niños como para adultos), y el valor probabilístico final del peso representativo del polígono. La incertidumbre global se estimó a partir de la media aritmética, el desvío estándar, el valor máximo y el mínimo así como por el RPEC para el conjunto de polígonos de toda la planta urbana. Los resultados se ofrecen en la Tabla 4.3.10.

La Tabla 4.3.10 informa que la estimación probabilística del peso, tanto para niños como para adultos, arrastra un nivel de incertidumbre de aproximadamente un 2 % en el peor caso (niños).

	Incertidumbre Peso	
	Niños	Adultos
Promedio	1.45	0.24
Desvío ST	0.00	0.00
Máximo	1.46	0.24
Mínimo	1.44	0.24
RPEC	1.45	0.24

Tabla 4.3.10. Evaluación de la incertidumbre debida a la estimación probabilística del peso del individuo expuesto, para niños y adultos, sobre el lote completo de polígonos de la planta urbana.

La información a nivel de polígono se utilizó como insumo de la cuantificación de la incertidumbre general del modelo (ver apartado 4.3.1.6).

4.3.1.6. Incertidumbre general de todo el procedimiento

En este apartado se ofrecen los resultados para el conjunto de toda la planta urbana de la incertidumbre que arrastra la aplicación del modelo por la sumatoria de errores vistos en los apartados 4.3.1.1 al 4.3.1.5. Los valores pueden apreciarse en la Tabla 4.3.11.

Estos valores surgen del cálculo de los estadísticos a partir de las incertidumbres por polígono. La visualización de las incertidumbres en la planta urbana puede apreciarse en las Figuras 4.3.3 y 4.3.4, donde se puede observar, a modo de ejemplo, la poligonización de la incertidumbre que acarrió el cálculo del nivel de riesgo por nitratos y fluoruros de los pozos de captación para el suministro de la red domiciliaria para niños.

	Niños				Adultos			
	nitrato		Fluoruro		Nitrato		fluoruro	
	Red	Dom.	Red	Dom.	Red	Dom.	Red	Dom.
Promedio	71.20	63.21	47.11	44.58	48.53	50.81	27.92	26.62
Desvío ST	22.71	11.97	7.32	5.29	21.85	20.34	10.44	7.20
Máximo	177.36	93.97	90.94	46.04	104.61	131.33	82.96	46.59
Mínimo	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Tabla 4.3.11. Evaluación de la incertidumbre general por sumatoria de errores discriminando por tipo de individuo expuesto, sustancia y agua, para todo el lote de polígonos de la planta urbana.

Los resultados indican que la incertidumbre general ronda un valor de aproximadamente el 50 %, con algunos valores mayores (como el caso del riesgo por nitratos en el agua de los pozos profundos para niños) y otros menores (como el del riesgo para adultos por fluoruro en el agua de los pozos domiciliarios).

El análisis de los apartados 4.3.1.1 al 4.3.1.5 indican que, en valores promedio, las incertidumbres parciales que tienen más peso a la hora de generar las incertidumbres generales son la reducción de la variabilidad histórica en el caso de los datos correspondientes al nitrato en los pozos de captación para la red domiciliaria y la devenida de los parámetros elegidos para definir la distribución de valores de la ingesta, sobre todo para los niños. El tema de la ingesta nuevamente se ve reflejado en cuanto a su importancia para un modelo de análisis de riesgo como el que este trabajo propone en el apartado 4.3.3.

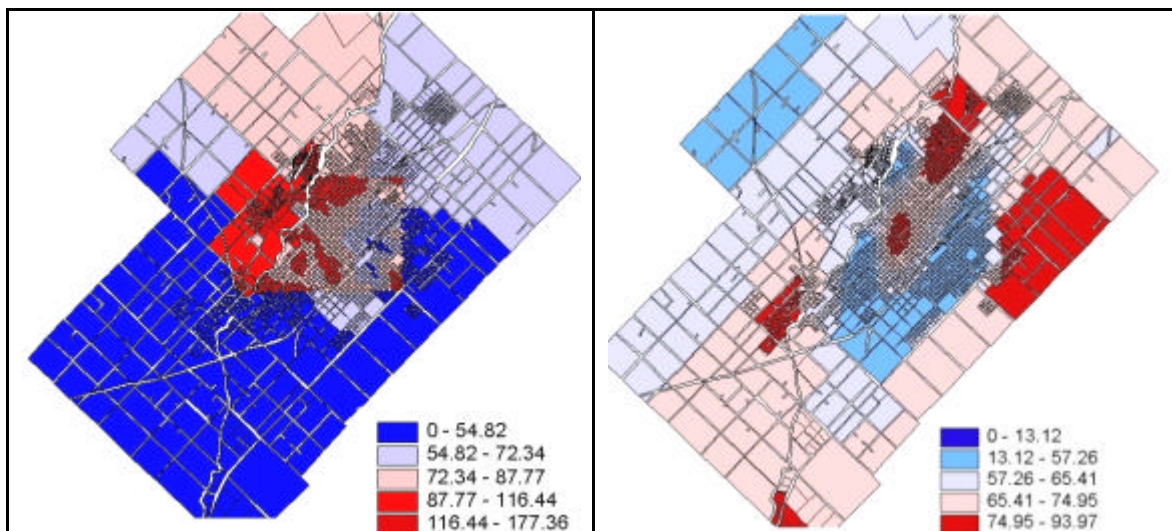


Figura 4.3.3. Poligonización de la incertidumbre general contenida en el cálculo del nivel de riesgo por nitratos en el agua de los pozos de suministro a la red para niños

Figura 4.3.4. Poligonización de la incertidumbre general contenida en el cálculo del nivel de riesgo por nitratos en el agua de los pozos domiciliarios para niños

4.3.2. Análisis de la incertidumbre y/o variabilidad al aplicar un modelo probabilístico

4.3.2.1. Comparación entre el modelo determinístico y el probabilístico en el análisis de riesgo

A continuación se hace un estudio comparativo del riesgo por contaminantes en el agua de bebida entre el método probabilística tal como se propuso en los apartados 4.2.2.1 y 4.2.2.2, y dos estrategias de análisis determinístico.

Se eligieron 18 puntos de concentración de nitratos conocida y se hicieron sendos análisis determinísticos para individuo expuesto niño:

- con los valores usados por defecto por USEPA (1989), y que corresponde a 1 litro de ingesta diaria, y 12 kg de peso corporal. Esta es la opción conservativa 1 (**Cons.1**) de la Tabla 4.3.12.
- con los valores extremos según distribuciones poblacionales normales, volcados en USEPA (1997a), y que corresponden a 1,8 litros diarios y un peso de 75 kg. Esta es la opción conservativa 2 (**Cons.2**) de esa tabla.

Como se dijo, éstos se compararon con un análisis probabilístico según el esquema metodológico planteado en este trabajo (Prob. en la Tabla 4.3.12).

Y adulto (Tabla 4.3.13)

- con los valores de USEPA (1989) de 2 litros de ingesta diaria, y 70 kg de peso corporal, opción conservativa 1 de la Tabla 4.3.12.
- con los valores extremos según distribuciones poblacionales normales (USEPA, 1997a), con valores de 3 litros de ingesta diaria y 46 kg de peso corporal. Esta es la opción conservativa 2 de esa tabla.

Niños			
Concentración	Prob.	Cons.1	Cons.2
12.74	0.18	0.15	0.42
32.89	0.49	0.39	1.08
78.69	1.16	0.93	2.59
66.69	0.98	0.79	2.20
84.84	1.24	1.00	2.80
55.44	0.81	0.66	1.83
78.74	1.17	0.93	2.59
64.55	0.95	0.76	2.13
127.62	1.86	1.51	4.20
43.52	0.65	0.52	1.43
60.51	0.89	0.72	1.99
178.33	2.59	2.11	5.88
24.45	0.35	0.29	0.81
141.54	2.08	1.68	4.66
72.88	1.06	0.86	2.40
15.30	0.22	0.18	0.50
15.61	0.23	0.18	0.51
27.21	0.40	0.32	0.90

Tabla 4.3.12. Estudio comparativo para niño expuesto entre el riesgo probabilístico (Prob.) y determinístico, este calculado según dos mecanismos de análisis (ver en el texto) para 18 valores de nitrato medidos puntualmente.

Para graficar la comparación se presenta la Figura 4.3.3, la que expone las relaciones entre los valores del análisis probabilístico y los dos mecanismos determinísticos (Cons.1 y Cons.2) del riesgo para un expuesto adulto, para un valor de concentración elegido al azar de la Tabla 4.3.13, el que se resalta en amarillo (127.62). La Figura muestra claramente que el estudio probabilístico arroja valores intermedios entre Cons1. y Cons.2. Según el valor de P. acumulada, Cons.1 tiene un valor de aproximadamente 0,75, lo cual desecharía el 25 % del conjunto superior, o de mayor gravedad, de escenarios de exposición. Cons.2, tiene una P. de 1; si bien esto es bueno en el sentido de que es conservador y

seguro para la gestión, implica restricciones tal vez demasiado elevadas. El gráfico muestra claramente que un valor de P. de 0,95 es una buena combinación de protección (deja un 5 % de escenarios extremos) sin caer en un conservatismo exagerado para la gestión.

Adultos			
Concentración	Prob.	Cons.1	Cons.2
12.74	0.07	0.05	0.12
32.89	0.16	0.13	0.30
78.69	0.37	0.32	0.73
66.69	0.31	0.27	0.62
84.84	0.41	0.34	0.79
55.44	0.27	0.23	0.51
78.74	0.37	0.32	0.73
64.55	0.30	0.26	0.60
127.62	0.70	0.52	1.11
43.52	0.21	0.18	0.40
60.51	0.29	0.25	0.56
178.33	0.83	0.72	1.65
24.45	0.12	0.10	0.23
141.54	0.66	0.57	1.31
72.88	0.34	0.30	0.68
15.30	0.07	0.06	0.14
15.61	0.07	0.06	0.14
27.21	0.15	0.11	0.25

Tabla 4.3.13. Estudio comparativo para adulto expuesto entre el riesgo probabilístico y determinístico, este calculado según dos mecanismos de análisis (ver en el texto) para 18 valores de nitrato medidos puntualmente.

4.3.3. Evaluación de la sensibilidad de las variables del modelo

Acompañando a la determinación de un valor probabilístico por polígono se hizo un estudio general de la relación entre las variables a través de estudios de correlación, diagramas de dispersión e índices de sensibilidad.

Los ERP normalmente van acompañados por estudios sobre el comportamiento de las variables unas respecto de otras, o ante cambios en los escenarios de cálculo. Es un conjunto de técnicas matemáticas, estadísticas y gráficas para verificar qué factores son los que más influyen sobre el comportamiento del modelo numérico que estima el riesgo: son los **análisis de sensibilidad**.

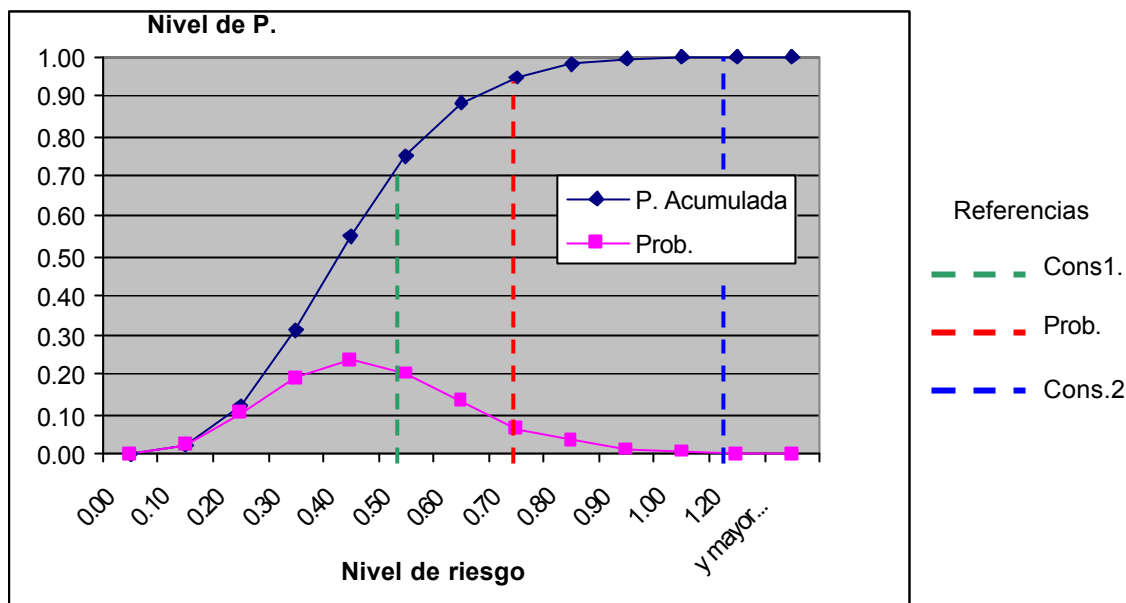


Figura 4.3.3. Comparación de los niveles de P. para el análisis probabilístico con respecto a dos métodos determinísticos (ver en el texto), para expuesto adulto para una concentración puntual de nitrato de 127,62 ppm.

En primer término, se usaron técnicas gráficas, por ejemplo los Diagramas de Dispersión, para comparar el riesgo versus cada una de las variables del modelo. Esto permite apreciar, por un lado, el tipo de relación entre las variables y, por otro, la dispersión de los datos. En la Figura 4.3.4 se muestran estas relaciones.

Se hicieron también estudios de **correlación** de las variables, aplicándose los coeficientes de correlación lineal (Correlación de Pearson), y los de correlación de orden (Correlación de Spearman) entre los valores obtenidos por MC SRS de cada variable y los del riesgo. Como ejemplo ilustrativo se muestran los resultados obtenidos para nitratos en agua de pozo domiciliario:

Coefficiente	Concentración	ingesta	peso
Pearson	0.063	0.89	-0.38
Spearman	0.06	0.91	-0.33

Posteriormente, se calcularon **Índices de sensibilidad**, aplicándose la “Técnica de la Perturbación del Parámetro Individual” en sus variantes por cálculo del RPEC y por el método presentado por Korre (2002).

I. Sensibilidad por:	Concentración	ingesta	peso
Método RPEC	0.21	0.40	0.36
Método Korre	0.71	1.00	0.65

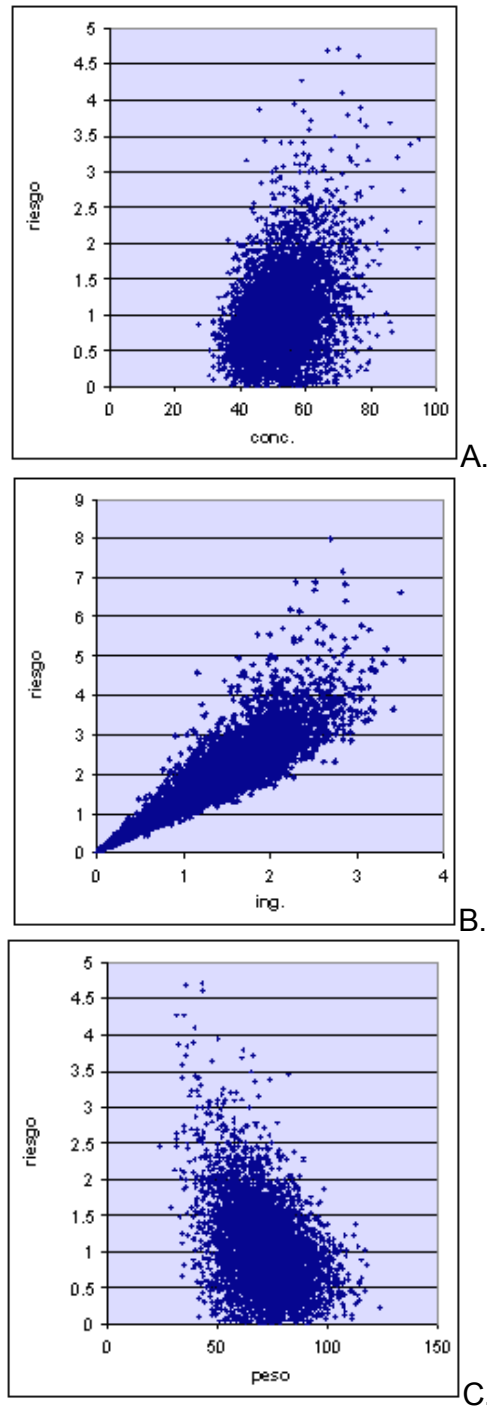


Figura 4.3.4.A. B. y C. Relaciones entre el riesgo y las variables del modelo (A. con la concentración de la sustancia, B. con ingesta y C. con el peso).

Los estudios de sensibilidad mostraron que la variable más sensible es la Tasa de Ingesta, tanto por su elevado valor de correlación con respecto al riesgo

como por el mayor índice de sensibilidad. Los diagramas muestran gráficamente que la tasa de ingesta tiene, de los tres, la más clara relación lineal con el riesgo.

5. APLICACIONES A CASOS PARTICULARES

5.1. Integración del riesgo sanitario por contaminantes en el agua de consumo con información socioeconómica

En este apartado se estudian algunas posibles aplicaciones de la metodología propuesta a modo de muestrario de sus potencialidades de cara a la gestión de los recursos hídricos, más allá de la resultante directa que es la obtención de niveles espacializados de riesgo por contaminantes en el agua que se bebe.

Uno de los elementos novedosos de la metodología que aquí se plantea, es la participación de ciertos parámetros socioeconómicos y poblacionales como contextualizadores de la magnitud del riesgo, donde se destacan:

- el establecimiento de la cantidad de gente afectada por polígono,
- la relación del riesgo con otros parámetros interesantes desde el punto de vista de la planificación urbana.

5.1.1. Cálculo de la cantidad de población por polígono

Ya se ha planteado que un elemento importante del estudio es contextualizar el riesgo estableciendo la cantidad de gente afectada. Esto se inscribe dentro de la necesidad de generar estudios de riesgo más abarcativos, más holísticos si se quiere, tal lo planteado en el apartado 3.2.1.

Atento a lo antes expuesto, se han relevado las aglomeraciones de personas en general y de blancos sensibles en particular por polígono, puesto de manifiesto en la distinción entre “niños” y “adultos” expuestos, tal como se efectivizó en las ecuaciones de riesgo. Así se han relevado, además del número de personas por estrato etario que habitan cada polígono, la *presencia de escuelas y otras unidades educativas*. Con esto se están resaltando uno de los principales grupos sensibles: los niños.

Estos parámetros (cantidad de adultos y niños residenciales, niños por establecimientos) se expresan como número de personas por polígonos.

Esta información se integra metodológicamente con la del riesgo en el marco del SIG. Esta operación puede realizarse o por visualización de los mapas particulares, el correspondiente al riesgo y el de población, o a través de la realización de “búsquedas por criterio”, es decir, representar la información que necesita el usuario a partir de la construcción de patrones de búsqueda relacionando variables, valores y operadores booleanos. Esto lo permite la función **Query** del ArcView.

En la Figura 5.1.1 se presenta, como ejemplo de visualización de información poblacional, la población infantil residencial por polígono en la zona céntrica de la ciudad y en la 5.1.2, la infantil escolar, correspondiente a los polígonos donde se sitúan las escuelas. En la Figura 5.1.3 se plantea, sobre la base de la población infantil residencial, el resultado de seleccionar los polígonos que poseen un riesgo por fluoruro en agua de bebida superior a 2 y con más de 50 niños expuestos.

En el próximo apartado se precisa el mecanismo para el relevamiento de la información socioeconómica y poblacional.

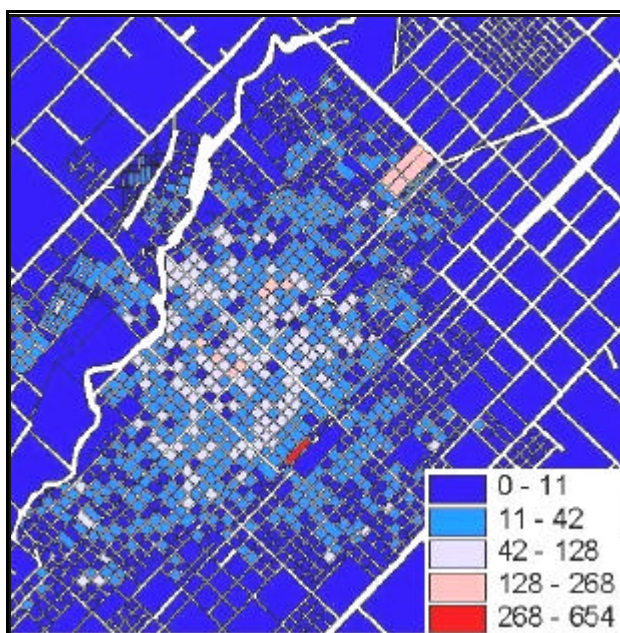


Figura 5.1.1. Cantidad de población infantil residencial por polígono en una zona de la ciudad.

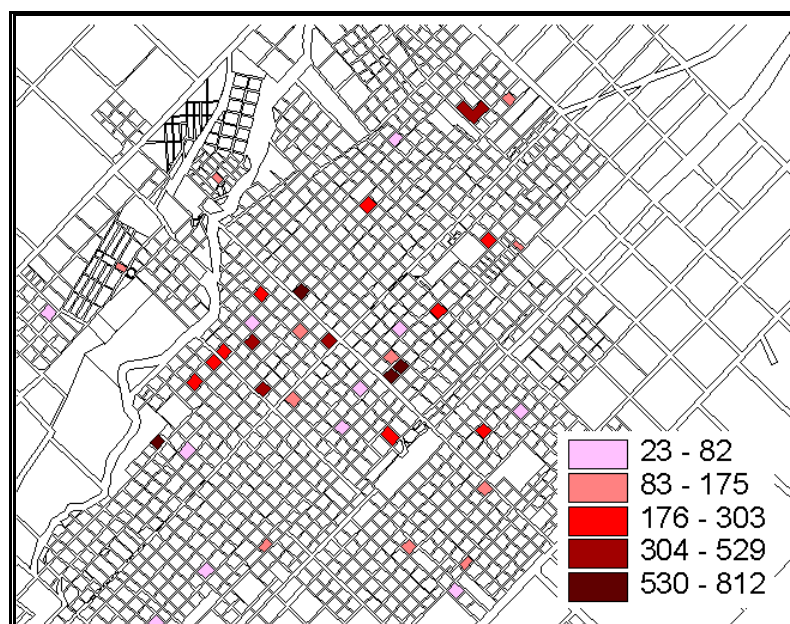


Figura 5.1.2. Cantidad de población infantil escolar por polígono en una zona de la ciudad

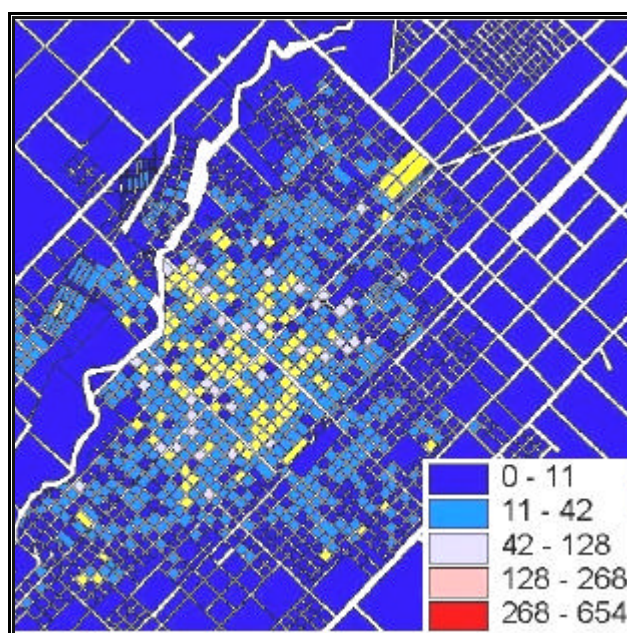


Figura 5.1.3. Selección de polígonos (en amarillo) con una población infantil residencial de al menos 50 niños y un nivel de riesgo por fluoruro de 2 o más.

Los resultados finales de población en riesgo, tanto para el nitrato como el fluoruro, se presentan en la Tabla 5.1.

Nivel de Riesgo	nitrato		fluoruro	
	niños	adultos	niños	adultos
0 – 1	2792	8871	0	0
1.1 a 2	9000	21954	620	1362
2.1 – 3	6838	19274	11816	31245
3.1. – 4	563	2042	4336	11063
4.1 – 5	0	0	1285	4211
5.1 – 6	0	0	1136	4443
6 y más	0	0	0	0

Tabla 5.1. Cantidad de población expuesta por nivel de riesgo

5.1.2. Cálculo de un parámetro integrador de condición socioeconómica

Este apartado se basa en Peluso F., Usunoff E., Entraigas I., 2003. **Integración de parámetros socioeconómicos a estudios espaciales de riesgo sanitario mediante el uso de herramientas multicriterio.** *Geo-Focus*, Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica, España, **nro 3**, p. 186 - 198.

El riesgo sanitario por contaminantes en agua puede convertirse, por un lado, en un elemento que puede llegar a condicionar ciertas decisiones a nivel de planificación urbana (IHLLA, 2003). Por otro lado, ciertos elementos de la realidad socioeconómica pueden modelar, indirectamente, el nivel del riesgo en el polígono (por ejemplo, la tasa de ingesta u otros elementos de la exposición). Estos ejemplos son apenas una muestra que justifica la integración de ciertos parámetros socioeconómicos con los ERPesp, tal como el que aquí se presenta.

En este apartado se presenta un desarrollo metodológico que permite integrar parámetros socioeconómicos que podrían influir el ERPesp dentro del marco del SIG. Esta integración, de la manera como está conformada, intenta erigirse en un indicador espacializado de exposición potencial. La metodología tal cual fue planteada en apartados anteriores opera con un escenario de exposición probabilístico, pero geográficamente homogéneo. Dicho de otra manera, no se tienen en cuenta variaciones geográficas en los elementos que hacen a ese escenario de exposición salvo, por el tipo de individuo expuesto (niño o adulto). Así, por ejemplo, no se evalúan tasas de ingesta diferenciales por zona geográfica, lo que podría ocurrir de una independencia del agua de red o de pozo domiciliario para bebida debido al consumo de agua embotellada, permitido sólo por cierta situación económica.

Esta herramienta, que se basa en la utilización de técnicas multicriterio (Carver, 1991; Romero, 1993), opera sobre variables categóricas doble estado (o dicotómicas, aporta – no aporta a la exposición), que informan indirectamente sobre la exposición. En los próximos subapartados se analiza la constitución de la herramienta y se analiza como se puede integrar con un estudio espacializado del riesgo.

5.1.2.1. Selección de las variables

La selección de las variables socioeconómicas participantes surge del planteo de tres ejes o áreas básicos que aportarían, con distintos criterios, a la exposición: la infraestructura, la educación y la salud. Más adelante se explica la razón de este procedimiento. Se seleccionaron una serie de variables para cada área, las que luego fueron evaluadas en su significación respecto del riesgo analizando la existencia de asociación estadística. Las variables, discriminadas por área, fueron:

Area infraestructura:

Calidad de la vivienda
Tenencia de servicios (agua corriente)
Valor de la tierra

Area educación:

Nivel educativo
Conocimiento del problema

Area salud:

Población general
Población de riesgo
Hacinamiento

Cada una de ellas se elaboró como un criterio por lo que constituyó una función que se basaba en un nivel de calificación binario, como una variable dicotómica (cumple – no cumple, ó 1 - 0), lo que se explica seguidamente.

La cuantificación del criterio se basa, en principio, en un “nivel de exclusión” de modo tal que, si se cumple el criterio se desecha (“no aportaría a la exposición”) y si no se cumple, se adopta porque sí aportaría. Este aporte se cuantifica como una función de “población equivalente” para cada unidad del espacio, es decir, se asume el valor poblacional del polígono, considerando esta operatoria como un modo de “normalización” de la información.

Entonces,

X , si cumple $C(x) \Rightarrow X = 0$
 X , si no cumple $C(x) \Rightarrow X = N$

Sistema de ecuaciones 5.1.1

Donde

X = valor para la opción X

$C(x)$ = criterio de restricción para la opción X

N = cantidad de población de la unidad areal

A continuación explicita el procedimiento para el relevamiento de la información que permitió el desarrollo de los criterios.

Relevamiento de la información

Toda la información socioeconómica utilizada en otros apartados además de éste (el 5.4., por ejemplo), se relevó a partir de una encuesta de tipo descriptiva, de corte transversal único (Lininger y Warwick, 1978) cuya unidad muestral fue la manzana catastral. Las poblaciones objetivo fueron las familias integrantes de las unidades habitacionales seleccionadas. La tarea de encuestamiento se realizó sobre gran parte de las manzanas de la planta urbana distribuyéndolas regularmente. El esfuerzo realizado fue de dos a tres encuestas por manzana seleccionada, escogidas de modo aleatorio simple (Lininger y Warwick, 1978), asumiendo que la información promedio de las mismas es representativa del conjunto de la población objetivo para la unidad muestral. Este muestreo representa, en promedio, el relevamiento del 33,15 % de las viviendas por manzana; aunque, debido a la variabilidad de este porcentaje, esta cantidad representa, en el 22 % de los casos, el 50 o más por ciento del universo de casas por unidad areal. El número final de encuestas con que se trabajó fue de 1.773.

El cuestionario (que se presenta en Anexo 6) requirió datos personales del entrevistado (profesión, composición del grupo familiar, nivel educativo alcanzado) así como información socioeconómica (nivel de calidad de la vivienda, cantidad de cuartos, etc.). La calidad de la vivienda se debió usar como indicadora del nivel de ingreso a raíz de la reticencia de los entrevistados de proporcionar esa información directamente. El nivel de hacinamiento, otro de los parámetros socioeconómicos analizados, se calculó a partir del cómputo de la cantidad de residentes por vivienda sobre la cantidad de cuartos.

A continuación se presenta una descripción detallada de los criterios con sus niveles de exclusión, discriminados por áreas.

Area infraestructura:

Criterios:

Infraestructura de la Vivienda (InfraA): estimada a partir del nivel de calidad de la vivienda como indicador de la infraestructura interna. El nivel de exclusión se plantea a partir de la caracterización de la “Calidad de la Vivienda”; este criterio está basado en la caracterización de las viviendas en Casa de tipo A y de tipo B según el INDEC para el Censo de Población, Viviendas y Hogares del año 1991 (INDEC, 1998).

Este criterio establece que las viviendas relevadas se discriminan entre “de baja calidad” (calidad de construcción regular o mala, asimilable a la categoría “casa de tipo B” del INDEC) y “de media y alta calidad” (calidad de construcción buena y muy buena, asimilable a la categoría “casa de tipo A” del INDEC). La de

baja calidad se cuantifican como $CalV = 1$ (es decir, aporta a la exposición), mientras que las buenas o muy buenas como $CalV = 0$ (no aportan a la exposición), asumiendo que un nivel bajo de calidad de construcción de vivienda potencialmente puede ser indicador de una peor situación de cara al riesgo. Luego se calcula la “población equivalente” multiplicando el criterio por la cantidad de población del área.

Entonces

$$\text{InfraA} = \text{CalV} * \text{CantP}$$

Ecuación 5.1.2

InfraA = Criterio Infraestructura de la Viviendas para la unidad areal

CalV = Nivel de Exclusión para el criterio InfraA en base a las viviendas encuestada

CantP = Cantidad de Población de la manzana

Tenencia de Agua Corriente (AgCorrA): se computa a partir de la tenencia o no de agua corriente en el polígono donde se sitúa la casa relevada, de modo tal que la tenencia de agua corriente no aporta a la exposición (se debe aclarar que este criterio sólo es válido respecto de contaminantes en el agua subterránea en los polígonos donde no se cuenta con el servicio domiciliario de distribución de agua potable).

Entonces:

Tenencia de Agua corriente $\Rightarrow AgCorr = 0$

No Tenencia de Agua corriente $\Rightarrow AgCorr = 1$

luego

$$\text{AgCorrA} = \text{AgCorr} * \text{CantP}$$

Ecuación 5.1.3.

donde

AgCorrA = Criterio Tenencia de agua corriente para la unidad areal

AgCorr = Nivel de Exclusión para el criterio AgCorrA

CantP = Cantidad de Población de la manzana

Valor de la Tierra (ValTarea): su nivel de exclusión se encontraría en el primer cuartil de la relación valor promedio del metro cuadrado del lote promedio de cada polígono. Para cada polígono se calculó un valor del lote promedio y una superficie de lote promedio de modo tal que por división se estimó un valor por unidad de superficie (ValT) para cada polígono. Luego se estimó el primer cuartil para toda la distribución de proporciones tomándolo como límite del criterio, de forma que si

$ValT > \text{Primer cuartil relación valor/superficie} \Rightarrow ValTC = 0$

$\text{ValT} < \text{Primer cuartil relación valor/superficie} \Rightarrow \text{ValTC} = 1$

luego

$$\text{ValTarea} = \text{ValTC} * \text{CantP} \quad \text{Ecuación 5.1.4.}$$

donde

ValTarea = Criterio Valor de la Tierra para la unidad areal

ValTC = Nivel de Exclusión para el criterio ValT en base al catastro urbano de la ciudad

CantP = Cantidad de Población de la manzana

Area educación:

Criterios:

Educación del Jefe de Hogar (EducA): se diferenciaron dos rangos en cuanto al nivel educativo (NeduV) estimado a partir del máximo título educativo alcanzado: alto (comprendiendo a por lo menos nivel primario completo) y bajo (aquellos niveles inferiores al primario completo e incluso sin educación formal). Esta variable asume que cuanto menor es el nivel educativo del jefe de familia potencialmente peor puede ser la situación de exposición de los habitantes de la vivienda. El nivel de exclusión planteado permite valorizar los rangos en $\text{NeduV} = 1$ para el nivel educativo bajo y $\text{NeduV} = 0$ para el alto.

Entonces

$$\text{EducA} = \text{NeduV} * \text{CantP} \quad \text{Ecuación 5.1.5.}$$

donde

EducA = Criterio Nivel educativo para la unidad areal

NeduV = Nivel de Exclusión para el criterio EducA según las viviendas encuestadas

CantP = Cantidad de Población de la manzana

Conciencia de la Exposición (ConA): estimada a partir del grado de conciencia sobre la problemática de degradación del medio subterráneo (ya sea como fuentes o estados) que manifiestan los que viven en la manzana. Se consideraron dos tipos de respuestas: “falta de conciencia”, o $\text{Con} = 1$ para los casos de las personas consultadas que manifestaron desconocer la existencia de problemáticas de degradación del recurso hídrico subterráneo, mientras que se asignó un valor de cero a los que sí manifiestan conocer algún aspecto de la

problemática. Este criterio asume que el desconocimiento aumenta potencialmente el riesgo al que se podría estar expuesto.

Entonces

$$\text{ConA} = \text{Con} * \text{CantP}$$

Ecuación 5.1.6.

donde

ConA = Criterio Conciencia de la Exposición para la unidad areal

Con = Nivel de Exclusión para el criterio ConA según las viviendas encuestadas

CantP = Cantidad de Población de la manzana

Area salud:

Criterios:

Hacinamiento en la Vivienda (HaciA): Se estimó a partir de distintos datos obtenidos de la encuesta antes mencionada del siguiente modo: en primer lugar se obtuvo la cantidad de personas por cuarto. Se determinó como parámetro 3 personas por cuarto como piso para la peor situación, la que asumiría un valor de HaciV = 1 como nivel de exclusión. Si no llega a 3 el número de personas por cuarto, el valor de HaciV = 0.

Entonces

$$\text{HaciA} = \text{HaciV} * \text{CantP}$$

Ecuación 5.1.7.

donde

HaciA = Criterio Nivel del Hacinamiento para la unidad areal.

HaciV = Nivel de Exclusión para el criterio HaciA según las viviendas encuestadas

CantP = Cantidad de Población de la manzana

Población de Riesgo (PoRieA): Hace referencia a la cantidad de personas pertenecientes a grupos de riesgo (cantidad de personas de entre 0 a 12 años y cantidad de personas con más de 65 años, cantidad de personas con patologías) frente a problemas sanitarios devenidos de aguas contaminadas. La población de riesgo alude a aquellos grupos etarios más vulnerables, y cuanto mayor es la cantidad de éstos se asume una situación peor.

El nivel de exclusión se establece considerando el primer cuartil de la distribución de valores de población de riesgo para todo el lote de unidades

areales de tal modo que $PoRieV = 1$ si el valor de población de riesgo alcanza o excede el primer cuartil (que en el caso de este estudio corresponde a 1 niño) para todas las unidades areales y 0 si no lo excede.

Entonces

$$PoRieA = PoRieV * CantP$$

Ecuación 5.1.8.

donde

$PoRieA$ = Criterio Población de Riesgo para la unidad areal

$PoRieV$ = Nivel de Exclusión para el criterio Población de riesgo

$CantP$ = Cantidad de Población de la manzana

Población ($PobA$): Refiere a la cantidad de personas del polígono. El nivel de exclusión se establece considerando el segundo cuartil de la distribución de valores de población total (adultos más niños) para todo el lote de unidades areales. Así, $PobV = 1$ si el valor de población de riesgo alcanza o excede el segundo cuartil (19 personas) para todas las unidades areales y 0 si no lo excede.

Entonces

$$PobA = PobV * CantP$$

Ecuación 5.1.9.

donde

$PobA$ = Criterio Población para la unidad areal

$PobV$ = Nivel de Exclusión para el criterio Población

$CantP$ = Cantidad de Población de la manzana

5.1.2.2. Significación de las variables

Un segundo paso es la determinación de la significación de cada una de ellas respecto de la distribución del riesgo. Esta significación se evaluó, en primer término, en base al cálculo del nivel de la asociación entre las variables, lo cual se lleva a cabo por la aplicación del estadístico Chi-cuadrado (χ^2) a partir de tablas de contingencia (Steel y Torrie, 1993); el mismo responde a la siguiente ecuación:

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^r \sum_{j=1}^c \frac{(O_{ij} - E_{ij})^2}{E_{ij}}$$

Ecuación 5.1.10.

donde

r = número de categorías de la variable en las filas

c = número de categorías de la variable en las columnas

O_{ij} = número observado en entrada ij

E_{ij} = número esperado en la entrada ij
 Para $(r-1)*(c-1)$ grados de libertad.

Luego se aplica el Coeficiente Phi (ϕ), que brinda una medida del grado de asociación entre dos variables dicotómicas basada en el estadístico Chi-cuadrado antes aplicado. Este estadístico responde a la siguiente fórmula:

$$\phi = \left(\frac{c^2}{N} \right)^{1/2} \quad \text{Ecuación 5.1.11.}$$

siendo N el número de datos

En la Tabla 5.1.1 se testea la asociación entre el nivel de riesgo y las variables socioeconómicas para cada polígono por Chi cuadrado (c^2) y luego el nivel de significación de la asociación según el coeficiente Phi (ϕ).

Variable Socioeconómica	c^2	Significación	ϕ
InfraA	5.28	SI	0.06
AgCorrA	43.43	SI	0.17
ValtA	0.10	NO	0.01
ConA	3.10	NO	0.04
EducA	13.41	SI	0.09
HacinA	0.21	NO	0.01
PorieA	16.46	SI	0.10
PobA	24.57	SI	0.13

Tabla 5.1.1. Estudio de la asociación del nivel del riesgo con variables socioeconómicas a través de Chi-cuadrado y evaluación de su significación con el coeficiente Phi.

Referencias en la Tabla:

InfraA: Infraestructura de la Vivienda

AgCorrA: Tenencia de Agua corriente en la vivienda

ValtareA: Valor de la tierra del polígono donde esta la vivienda

ConA: Conciencia de la Exposición

EducA: Educación del Jefe de Hogar

HaciA: Hacinamiento en la Vivienda

PoRieA: Población de Riesgo del polígono

PobA: Población del polígono

5.1.2.3. Construcción de un índice integrado en base a variables socioeconómicas

La información socioeconómica participa estructurando, básicamente, un análisis multicriterio (AMC). Esta técnica propia del ámbito de la toma de decisiones ofrece una herramienta de base matemática para elegir, sobre la base

de criterios entre opciones caracterizadas por distintos atributos para determinar cuál es la óptima según los pesos de cada uno de ellos (Carver, 1991; Romero, 1993).

En el contexto que aquí se analiza, se adoptan una serie de criterios que se cuantifican de acuerdo a la cantidad de población involucrada, y se ponderan por la “distancia” a valores referenciales surgidos del Índice de Desarrollo Humano del PNUD, según el método ideado por Goncalves Gomes y Pereira Estellita Lins (2002). Estos luego se integran en un índice único denominado Sistema Integrado de Criterios socioeconómicos (SIC). Posteriormente, estos parámetros, de manera individual o en su forma integrada, se anexan al estudio espacial de riesgo ambiental por contaminantes en agua de bebida gracias a las posibilidades que brinda el entorno SIG. A continuación se detalla el procedimiento.

El método de evaluación multicriterio aplicado es el de la suma ponderada (Keeney y Raiffa, 1976; Goncalves Gomes y Pereira Estellita Lins, 2002). Este método exige que cada criterio tenga un nivel de ponderación que representaría la contribución de cada alternativa a la composición de una alternativa referencial (Goncalves Gomes y Pereira Estellita Lins, 2002).

El modelo sería:

$$\sum_{i=1}^8 Cri I_i$$

Ecuación 5.1.12

donde

$$I_i \geq 0, i = 1, \dots, n$$

y

Cri = criterio i

I_i = peso para el criterio i

Un tema importante es el modo en que se asignan los pesos a cada criterio ya que determina el nivel de importancia del mismo. Una de las maneras más comúnmente usadas es la de solicitarle al tomador de decisión que lleve a cabo esta tarea según sus propios criterios de preferencia. Sin embargo la literatura consigna que a menudo los tomadores de decisión no están capacitados ni técnica ni psicológicamente para llevar adelante esta tarea (Goncalves Gomes y Pereira Estellita Lins, 2002). Además, los pesos asignados pueden no representar fielmente las preferencias del tomador de decisión, a menudo teñidas de “partidismo político”, influenciadas por los tiempos electorales, etc.

Una segunda manera podría ser relevar la importancia directamente a la gente, calculando pesos promedios.

Un tercer modo, que es el adoptado, es basándose en los índices de Desarrollo Humano (IDH) del PNUD. Estos índices representan indicadores del nivel de desarrollo de un sitio en base a un conjunto de variables agregadas en Educación, Salud e Ingreso. La Argentina tiene sus respectivos IDH no sólo por provincia sino para las comunidades más importantes. El último IDH disponible para la provincia de Buenos Aires que sirve a los fines del presente estudio es del año 1996 (Oficina del PNUD en Argentina, 2003).

El criterio de selección de pesos consiste en calcularlo a partir de la diferencia porcentual del IDH correspondiente para cada ítem para la ciudad de interés (en este caso, Azul) respecto del mejor sitio para el mismo ámbito geográfico, en este caso, la ciudad de Vicente López. Esta asignación de pesos asume que a mayor diferencia entre el nivel máximo de los niveles posibles (el de la ciudad Vicente Lopez) y el del sitio de interés (ciudad de Azul), mayor importancia tiene el criterio. En la Tabla 5.1.2 se establecen los valores de la diferencia y diferencia porcentual del IDH para cada área, entre las ciudades recién mencionadas.

	IDH Educación	IDH Salud	IDH Ingreso	IDH total
Azul	0.566	0.739	0.562	0.662
V. Lopez	0.976	0.876	0.914	0.92
Diferencia	0.41	0.137	0.352	0.258
Dif. Porcentual	0.46	0.15	0.39	

Tabla 5.1.2. Comparación de Índices IDH entre Azul y el correspondiente al mejor de la provincia para la asignación de los pesos de los criterios.

La diferencia recién calculada, entonces, representa el peso para el conjunto de criterios participantes de los ítems INFRAESTRUCTURA (asumidos por el IDH Ingreso), EDUCACIÓN (IDH Educación) y SALUD (IDH Salud), representados por P_{inf} , P_{educ} y P_{sal} , respectivamente. Para establecer el valor final del peso por criterio se divide el valor de la diferencia porcentual del ítem por el número de criterios participantes, de modo que la suma total de pesos para todo el lote de criterios represente la unidad.

Es decir,

$$\sum_{i=1}^7 I_i = 1$$

Ecuación 5.1.13.

Entonces:

AREA	Num. Parámetros	Peso final parámetro
EDUCACIÓN (Peduc%)	1	0.46 / 1 = 0.46
SALUD (Psal%)	2	0.15 / 2 = 0.075
INGRESO (Pinf%)	2	0.39 / 2 = 0.195

Tabla 5.1.3. Determinación del peso final de los parámetros por área del IDH

Así, el valor de integración de los criterios socioeconómicos quedaría:

$$SIC = (InfraA * P_{inf\%}/2) + (AgcorrA * P_{inf\%}/2) + (EducA * P_{educ\%}/1) + (PorieA * P_{sal\%}/2) + (PobA * P_{sal\%}/2)$$

Ecuación 5.1.14.

Debido a la dispersión de los datos (unos pocos valores poblacionales muy grandes respecto del resto, que corresponden a aglomerados habitacionales tipo monoblocks) se decidió calcular, también, un integrador de variables socioeconómicas relativo a la mediana del lote de valores SIC. Entonces,

$$SICrel = (InfraA * P_{inf\%}/2) + (AgcorrA * P_{inf\%}/2) + (EducA * P_{educ\%}/1) + (PorieA * P_{sal\%}/2) + (PobA * P_{sal\%}/2) / \text{mediana SIC}$$

Ecuación 5.1.15.

El entorno SIG que posibilita el software ArcView, permite mapear no sólo el valor de SIC o SICrel para cada polígono (ver Figura 5.1.4), sino también todas las variables integrantes del mismo y los mapas de riesgo, ya que comparten el mismo mapa base. Además, permite establecer “patrones de búsqueda” de información a representar a medida del usuario, en este caso, pautas de interés para la gestión, mediante el comando “Query” mencionado en el apartado 5.1.1.

Los resultados, que de manera gráfica se presentan en Figura 5.1.4, parecen plantear una situación de mayores niveles de exposición potencial en el área céntrica de la ciudad.

Por ejemplo, en la Figura 5.1.5 se seleccionan los polígonos con un SICrel mayor a 2 y riesgo por nitratos para niños mayor a 2 y que, por supuesto, se encuentran con población expuesta. Esta situación involucra 203 polígonos que tienen una población en total de 5.450 niños. Si bien esa zona de la ciudad posee los mayores niveles de concentración de nitratos en agua y, por ende, los mayores niveles de riesgo, aplicando el SICrel se puede lograr un mayor nivel de desagregación de la información. Así, por ejemplo, permitiría discriminar, para un mismo nivel de riesgo, diferentes niveles de exposición potencial considerando las variables socioeconómicas que más influyen. Esto permitiría un más eficiente mecanismo de selección de medidas de gestión, sustentando decisiones basadas en criterios socioeconómicos jerarquizados.

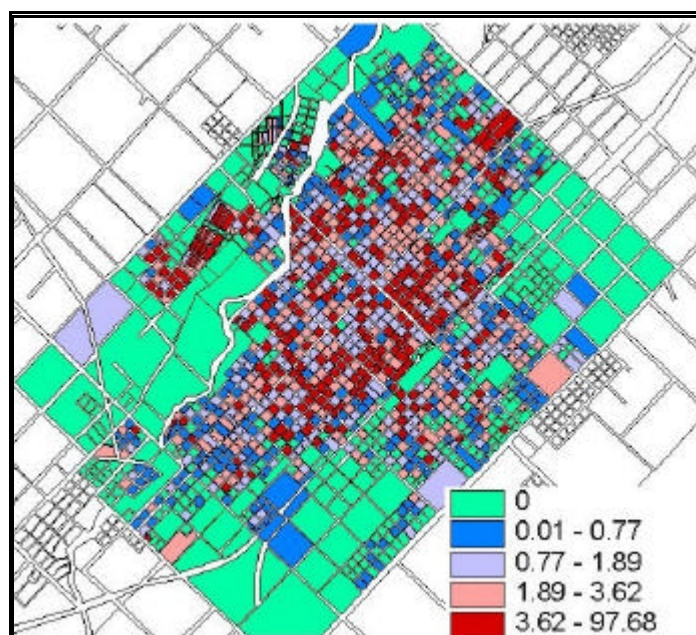


Figura 5.1.4. Integración de los criterios socioeconómicos (SICrel) en el área central de la planta urbana

Esta aplicación es un paso hacia la pretendida sistematización de la información buscando que los elementos que aportan a la caracterización del riesgo sean lo más objetiva y evidentes posible, tratando de realizar un aporte para superar las críticas del CRARM (1997), mencionadas en el apartado Introducción.

5.2. Riesgo por nitratos y fluoruros en el agua de consumo para escenario escolar

Esta aplicación corresponde a una variación del escenario de exposición que permite hacer estudios particularizados, también de interés para la gestión.

En este caso, la exposición corresponde sólo a niños (hasta 12 años) y se calcula modificando la ecuación 3.3.2. Desde un punto de vista determinístico, la concentración corresponde a la del polígono en el cual se sitúa la escuela; la tasa de ingesta corresponde a niños de 10 años, con un EF1 = 5 horas en vez de 24, lo que correspondería a una exposición residencial, un EF2 = 200 días/año y el ED = 12/30 años (considerando como de 12 años la escolaridad completa).

En ese caso la ecuación 3.3.2 quedaría:

$$ADD = [C * Ir * 5 * 200 * 12] / [Bw * 24 * 365 * 30]$$

Sin embargo, el cálculo probabilístico realizado por MC SRS considera un valor de Ir (tasa de ingesta) representativo surgido de considerar como individuo

expuesto a un niño de 10 años, con una ingesta promedio de 0,736 litros con un desvío estándar de 0,166 litros, un mínimo de 0,1 litros y 2,1 litros como máximo. Como en casos anteriores, la ingesta se considera que sigue una distribución normal, por lo que la función de cálculo es:

=DISTR.NORM.INV(ALEATORIO.ENTRE(DISTR.NORM(0.1,0.736,0.166,VERDADERO)*100,DISTR.NORM(2.1,0.736,0.166,VERDADERO)*100)/100,0.736,0.166)

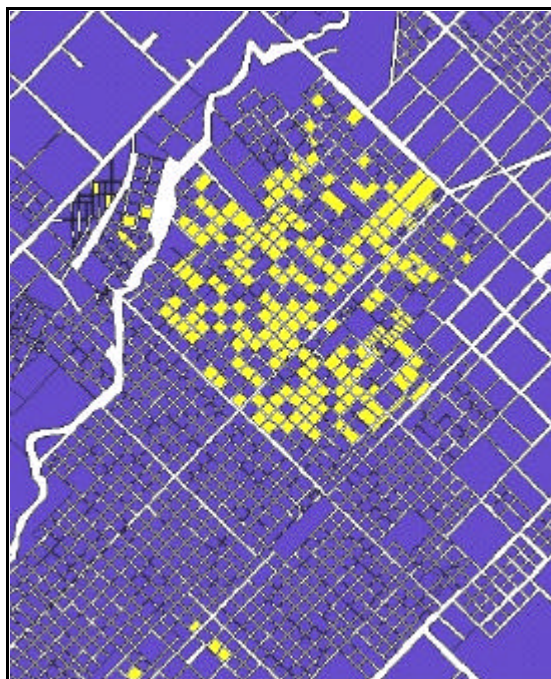


Figura 5.1.5. Selección de los polígonos habitados cuyo SICrel fuera mayor a 2 y su nivel de riesgo por nitratos también mayor a 2.

El valor de EF1 (cantidad de horas que dura la jornada escolar) se considera fijo. El parámetro EF2 (cantidad de días de asistencia a clases) es considerado una distribución que se asume normal, con una media de 180 días y un desvío ST de 5, un mínimo 165 y un máximo de 195 días, generado a partir de la siguiente función:

=DISTR.NORM.INV(ALEATORIO.ENTRE(DISTR.NORM(165,180,5,VERDADERO)*100,DISTR.NORM(200,180,5,VERDADERO)*100)/100,180,5)

El parámetro ED (duración de la escolaridad) también se asume fijo y de 12 años; y el peso corporal, se asume una distribución normal, con una media de 33,3 kg y desvío ST 3,85, un peso mínimo de 15 y uno máximo de 55,75 kg. La función quedó como sigue:

=DISTR.NORM.INV(ALEATORIO.ENTRE(DISTR.NORM(15,33.3,3.85,VERDADERO)*100,DISTR.NORM(55.75,33.3,3.85,VERDADERO)*100)/100,33.3,3.85)

En la Figura 5.2.1 se presenta el resultado para el riesgo por ambas sustancias (riesgo conjunto) para los polígonos que contienen los centros educativos considerados, que son 40 y albergan un total de 12.350 niños aproximadamente.

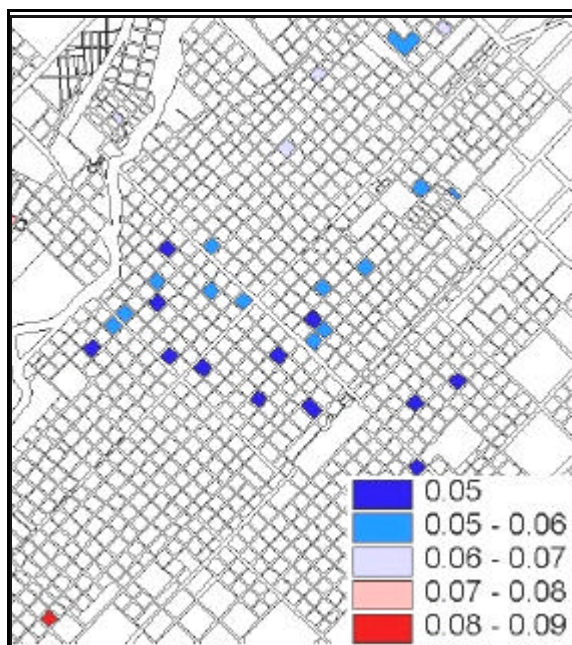


Figura 5.2.1. Detalle sobre el mapa del riesgo probabilístico para niños por exposición escolar debido a fluoruros más nitratos en el agua de consumo.

Más allá de los resultados que arrojaron valores extremadamente bajos, la metodología presenta aquí otra potencialidad utilitaria para la gestión aplicándose a un caso particular. Casos equivalentes podrían ser estudios sobre población hospitalaria, sobre escenarios laborales, etc.

5.3. Riesgo por otras fuentes contaminantes y escenario recreativo

Este apartado se basa en el trabajo Peluso F., Usunoff E., González Castelain J., 2003. **Metodología para el análisis del riesgo sanitario de los recursos hídricos usados con fines recreativos. Caso del Arroyo del Azul, Argentina. Cuadernos del CURIHAM (9): 1 – 7.**

En el análisis de riesgo tal como se realiza en este trabajo es importante verificar si no existen otras fuentes de riesgo que se agreguen a las ya consideradas. Para el caso de Azul, existe un balneario a partir de un endicamiento del arroyo Azul. Por otro lado, también se utilizan otros puntos del

arroyo para baño, aunque con una concurrencia minoritaria y casi exclusivamente constituida por niños.

En años recientes se han hecho monitoreos de calidad de agua del arroyo antes mencionado. En la Tabla 5.3.1 se presentan las especies monitoreadas y las concentraciones probabilísticas (calculadas según metodologías presentadas en apartados anteriores. Este proceder difiere con el presentado en Peluso et al. (2003a) ya que en ese trabajo el cálculo de las concentraciones es determinístico). En la misma Tabla se establecen también los RfD de esas sustancias. Cabe realizar una aclaración respecto de la tabla: en la actualidad la USEPA ha dejado de utilizar un RfD para el plomo debido a que por nuevos estudios no existiría un nivel de concentración seguro. Sin embargo, a los fines de utilizar la metodología y contando con la especie química recién mencionada, se seleccionó como RfD un valor de 0,05.

Sustancia	C. P.	RfD
Amonio	0.34	0.0500
Arsénico	0.05	0.0003
Cromo IV	0.10	0.0300
Cromo total	0.001	0.5000
Benceno	0.02	0.0020
Nitrito	0.03	0.1000
Plomo	0.04	0.0500
Fluoruro	1.08	0.0600
Fenol	0.32	0.6000
Zinc	0.01	0.3000

Tabla 5.3.1. Concentraciones en ppm de las sustancias monitoreadas en el Arroyo Azul (C.P.) con sus Dosis de Referencia (RfD).

Sobre estos valores se realizó un análisis de riesgo probabilístico para niños según un escenario recreativo. Este escenario está definido por la siguiente función para la tasa de ingesta:

=DISTR.NORM.INV(ALEATORIO.ENTRE(DISTR.NORM(0.01,0.05,0.012, VERDADERO)*100,DISTR.NORM(0.1,0.05,0.012,VERDADERO)*100)/100,0.05,0.012)

Esta función asume una ingesta promedio de 0,05 litros con un desvío ST de 0,012 litros, un mínimo de 0,01 litros y 0,1 litros como máximo, lo cual hace referencia a las condiciones bajo las cuales se produce el escenario recreativo por nado.

La ecuación 3.3.2 ha sido modificada, además, para considerar una exposición de 60 días al año, que es lo que se asume dura la exposición para este escenario.

Los resultados se presentan en Tabla 5.3.2.

Sustancia	Riesgo P.
Amonio	0.1496
Arsénico	0.6037
Cromo IV	0.0157
Cromo total	0.0001
Benceno	0.0288
Nitrito	0.0031
Plomo	0.0031
Fluor	0.0661
Fenol	0.0043
Zinc	0.0009
Riesgo Conj.	0.8755

Tabla 5.3.2. Nivel de riesgo probabilístico, por sustancia y en conjunto, debido a los contaminantes monitoreados en el Arroyo Azul para un escenario recreativo.

Los resultados indican que el valor de riesgo conjunto por el escenario recreativo es bajo, inferior, aunque cercano, a 1. Sin embargo, es importante considerarlo pues si se suma al riesgo debido a los contaminantes en el agua de ingesta, se constituye en un aporte importante.

Cabe aclarar que este estudio por el escenario recreativo no considera el riesgo devenido del contacto dérmico, que sería un nuevo aporte al agravamiento de la situación.

5.4. Análisis de riesgo sanitario areal y prospectivo incorporando modelos de transporte de solutos en aguas subterráneas

5.4.1. Introducción

Hasta ahora todas las aplicaciones presentadas resultaron estáticas, es decir, una suerte de fotografía de una situación para un momento determinado. Una manera de potenciar la utilidad de los estudios de riesgo para la gestión es a través de estimaciones dinámicas. Este enfoque propone diseñar la metodología para que la misma permita pronosticar niveles de amenaza debido a contaminantes en el agua de bebida para diferentes lapsos a partir de escenarios reales o hipotéticos. Es decir, convertir el esquema metodológico para que realice estudios prospectivos.

Un modo de potenciar el poder analítico de estos modelos es integrándolos a modelos numéricos de transporte que puedan predecir las variaciones en las concentraciones de los contaminantes en el agua subterránea y, en base a ello, estimar el riesgo sanitario diferencial para distintos horizontes temporales debido al consumo de dicha agua como bebida. Este apartado presenta dos ejemplos de

cómo puede efectuarse esa integración prospectiva del riesgo sanitario en el marco de un SIG a los fines de convertirse en herramienta para la gestión de los recursos hídricos.

5.4.2. Aplicación al caso de una curtiembre

Este apartado se basa en Peluso F., Cazenave G., Vives L., Usunoff E., 2004. **Análisis areal y prospectivo de riesgo sanitario incorporando modelos de transporte de solutos en aguas subterráneas**. GeoFocus (Artículos), nº 4, p. 166-178.

Se estudia, para varios lapsos, el riesgo por ingesta de agua para una sustancia hipotética distribuida arealmente en la planta urbana de la ciudad de Azul. En la zona de estudio se sitúa una curtiembre, potencial fuente de contaminación, por lo que el trabajo verifica diferentes escenarios asumiendo que ese emprendimiento industrial es el causante de la misma. También se estima la magnitud del riesgo cuantificando, para cada horizonte temporal, la población expuesta. Si bien la cobertura de agua potable, como se vió, alcanza al 98 % de la población, dentro del área de estudio existe una zona no cubierta por este servicio.

El estudio de riesgo areal prospectivo por ingesta de agua se realizó sobre una sustancia hipotética de concentración variable en el espacio según un modelo predictivo de transporte en agua subterránea y para distintos horizontes temporales. Esta se integró a las evaluaciones por nitrato y fluoruro, tal como se presentó en el punto 4.2.6.4 como *riesgo conjunto por nitratos y fluoruros en el agua de consumo para escenario residencial*. Para este estudio, éstas fueron consideradas operativamente como el “riesgo de fondo”, que se podría definir como el nivel basal de riesgo existente sin que medie la incorporación de un nuevo contaminante al sistema, por ejemplo, la sustancia hipotética.

A esta sustancia hipotética se la considera conservativa, de $0,003 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de dosis de referencia (RfD similar al Cr^{+6}), y se la supone con una concentración máxima de $0,065 \text{ mg l}^{-1}$ en su punto de origen, es decir, al 100% de concentración. Esta se generaría a partir de dos emisiones puntuales continuas en un área de la ciudad -tal como se aprecia en Figura 5.4.1- en la cual existe una curtiembre. En el siguiente apartado se explica cómo se obtiene la distribución espacial de sus concentraciones para cada lapso estudiado.

Cada valor de concentración para la sustancia hipotética fue integrado al modelo básico del riesgo establecido en apartados anteriores para ingesta de agua de bebida según un escenario de exposición residencial y para niños como individuos susceptibles expuestos. Se construyeron distribuciones probabilísticas por Monte Carlo (5.000 iteraciones) para cada parámetro interviniente utilizando las funciones ya expuestas anteriormente (apartados 4.2.3 y 4.2.4). La integración del riesgo “de fondo” con el de la sustancia hipotética se realizó según un esquema metodológico aditivo para mezcla de sustancias (USEPA, 1999a).

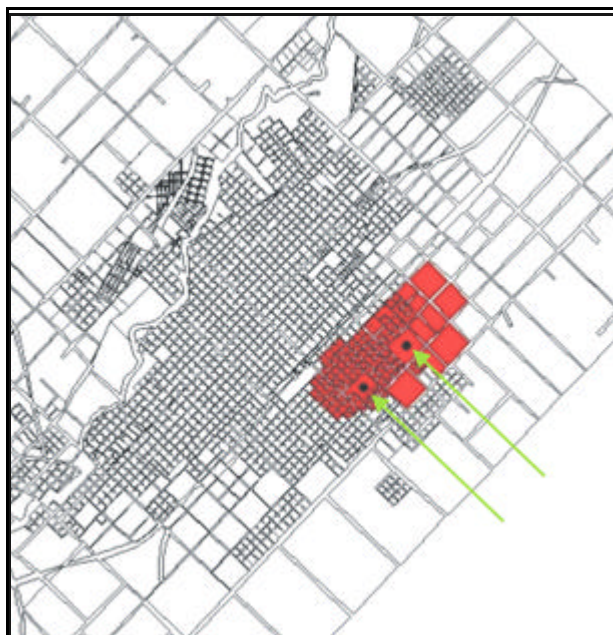


Figura 5.4.1. Ubicación de la zona de estudio del presente apartado en la geografía urbana-periurbana. Las flechas marcan los dos puntos de descarga de la sustancia hipotética.

La concentración de fondo se supuso constante a lo largo de cada lapso estudiado, mientras que la variación temporal de la población para los mismos se consideró únicamente dependiente del crecimiento vegetativo según la tasa anual de crecimiento poblacional para la ciudad (0,0084), asumiéndola equivalente para el lote de polígonos.

Simulación del movimiento del soluto

Para la predicción del transporte de la sustancia hipotética en el área urbana y periurbana de la ciudad, se ha empleado el modelo numérico MODFLOW, desarrollado por el U. S. Geological Survey (McDonald y Harbaugh, 1988), en su versión amigable Visual MODFLOW (Waterloo Hydrogeologic Inc., 2002). El programa simula el movimiento del flujo del agua subterránea a través de un medio poroso y del transporte de un soluto no reactivo, mediante la resolución de las ecuaciones del flujo y transporte por el método numérico de Diferencias Finitas y de las Características (respectivamente).

Previo a las predicciones del transporte, se definió el modelo conceptual de funcionamiento del acuífero en el área de estudio y posteriormente se simuló el movimiento del flujo de agua subterránea. El modelo conceptual –que determina el esquema de funcionamiento del sistema y los elementos que condicionan el flujo– permitió conocer que, a escala local el flujo está controlado por las recargas y la interrelación del Arroyo del Azul con el acuífero y en menor escala por el campo

de bombeo de suministro a la población (IHLLA, 2003). Posteriormente, se calibró el modelo de flujo en estado estacionario con un excelente ajuste de niveles y con valores calculados para los parámetros coherentes con la información previa, validando el modelo original de funcionamiento del sistema propuesto.

El estudio del transporte para la sustancia hipotética simula un escenario donde se asume estado estacionario del flujo subterráneo. El mismo se considera preponderantemente advectivo (muy poco dispersivo), es decir, que el soluto viaja principalmente a la velocidad del agua y tiene muy poco intercambio con el medio. Se adopta una dispersividad máxima de 5 m. El ingreso de la sustancia hipotética se simula como proveniente de dos fuentes puntuales de emisión continua de concentración 100 %, estudiándose la variación espacial porcentual de su concentración para tres períodos temporales: 1 año, 10 años y 20 años, siendo estos porcentajes la base para estimar cuantitativamente su concentración. En la Figura 5.4.2. se muestra en detalle la zona de estudio, con la discretización espacial adoptada (celdas de 50 m), los puntos de observación en general someros, los pozos de explotación de la CEAL (entidad intermedia a cargo de la captación y distribución de agua potable en la ciudad), y las zonas de inyección de la sustancia. Los resultados de la simulación del transporte, también se presentan en la Figura 5.4.2.

La Figura 5.4.3 muestra la distribución del riesgo por la sustancia hipotética en los polígonos del área estudiada, para los tres horizontes temporales: 1 año, 10 años y 20 años. En la Tabla 5.4.1 se brindan datos comparativos de las tres situaciones en cuanto a cantidad de polígonos y la superficie total afectada según nivel de riesgo a la sustancia hipotética.

Los resultados confirman una tendencia hacia el agravamiento general cuanto mayor es el lapso considerado, visto no sólo en un incremento de la extensión del área afectada (mayor número de polígonos), sino también por un aumento en la cantidad de polígonos con niveles de riesgo mayores, aunque en este último aspecto, no existen mayores diferencias entre el lapso de 10 y el de 20 años.

Cuando se considera el riesgo “de fondo”, los niveles se incrementan ostensiblemente, tal como muestra la Figura 5.4.4. Mientras en la situación previa la mayor proporción de polígonos se hallaban por debajo de la unidad, ahora no existen polígonos con niveles de riesgo no atendible. Este caso, obviamente, sigue la tendencia temporal hallada para la sustancia hipotética considerada individualmente.

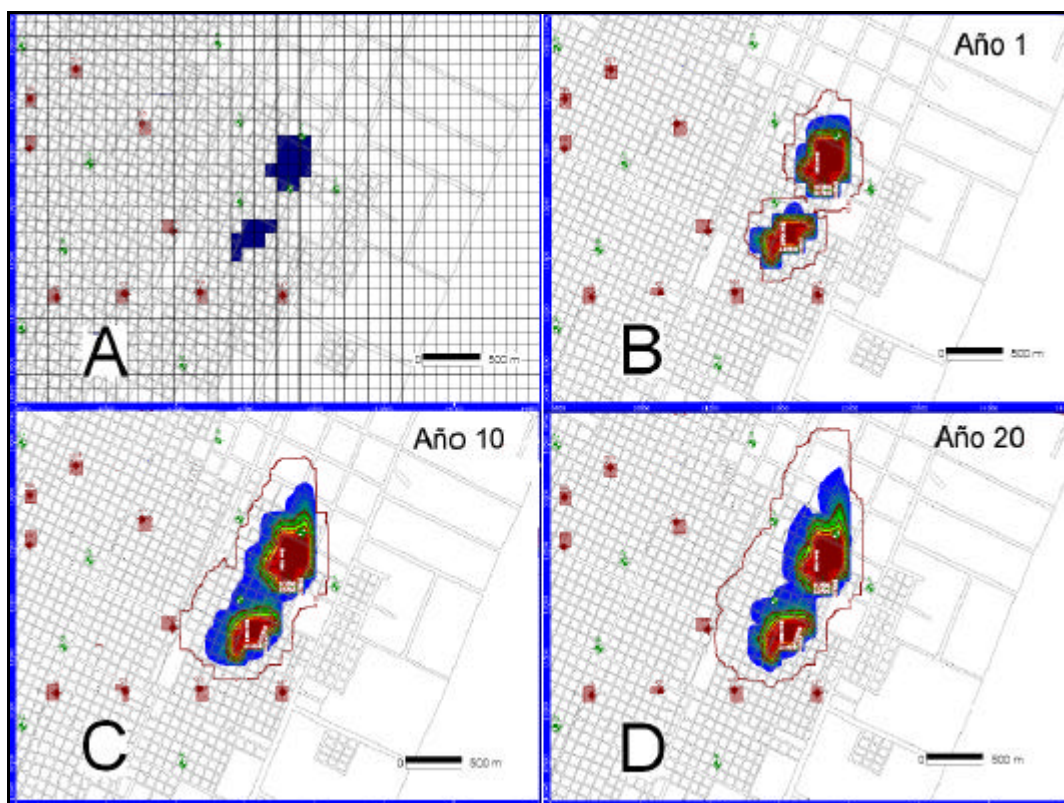


Figura 5.4.2. Modelo de transporte de soluto. A: Malla con las zonas de ingreso del contaminante (sustancia hipotética, azul), los puntos de observación (verde) y los pozos de bombeos de la empresa prestataria de suministro de agua (rojo). B a D: Plumas de la sustancia hipotética en el acuífero a 1, 10 y 20 años. Los colores (de rojo a azul) refieren concentraciones porcentuales decrecientes.

Bajo un esquema de riesgo conjunto (sustancia hipotética más el riesgo “de fondo”), a 1 año, existirían 562 personas en situación de riesgo atendible, mientras que a 10 y a 20 años, serían 1.008 y 1.080, respectivamente, las personas bajo esa condición.

Condiciones De Riesgo	1 año		10 años		20 años	
	Pol.	Sup. (Km ²)	Pol.	Sup. (Km ²)	Pol.	Sup. (Km ²)
Riesgo < 1	67	0.80	98	1.41	105	1.41
Riesgo > = 1	7	0.24	14	0.35	12	0.38

Tabla 5.4.1: Número de polígonos (Pol.) y superficie (Sup.) del área de estudio afectada según diferentes condiciones de riesgo (Menor a 1 o “riesgo no atendible”, y mayor o igual a 1, o “riesgo atendible”) por la sustancia hipotética y sin considerar el riesgo “de fondo”, para tres horizontes temporales.

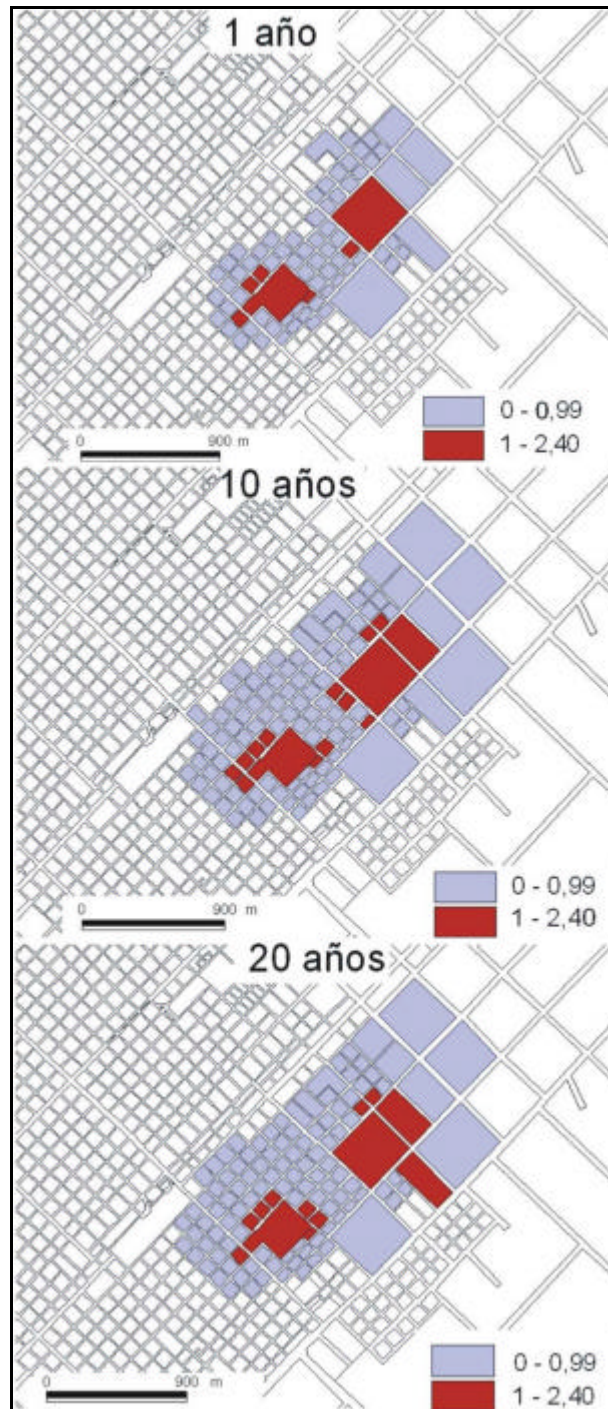


Figura 5.4.3. Comparación de los niveles de riesgo por la sustancia hipotética y sin considerar el riesgo “de fondo”, para tres horizontes temporales.

La tenencia de agua corriente impediría la exposición, y por lo tanto el riesgo, debido a que éste se genera en la captación domiciliar de agua subterránea somera y no en la que se capta para suministro de la red. Entonces, en la Figura 5.4.5, se muestran los polígonos en que no se cuenta con agua corriente y que se hallan poblados, lo cual proporciona el número real de personas expuestas. Esta situación, para el escenario a 10 años, involucraría a 37 niños y 85 adultos, lo cual corresponde al 3,6 y 2,7 % de la población de niños y adultos respectivamente del área de estudio. La existencia de polígonos completamente despoblados (19) evidencia que se trata de un área no consolidada de la ciudad.

5.4.3. Aplicación a cementerio parque

Se ha aplicado también esta metodología para evaluar el potencial impacto a la salud por la radicación de un cementerio parque en Azul (Peluso y González Castelain, 2002).

La radicación de Cementerios Parque ha crecido notablemente en los últimos tiempos en la Argentina, contando en la actualidad con casi 200 establecimientos de los cuales 70 son en territorio de la Provincia de Buenos Aires. Entre los requisitos para aprobar su instalación en esa provincia se destaca la obligatoriedad de realizar una Evaluación de Impacto Ambiental, tal como lo expresa la Ley Provincial de Medio Ambiente (anexo 2 de la Ley N° 11.723 de la Provincia de Buenos Aires o Ley Integral del Medio Ambiente y los Recursos Naturales). Un elemento importante a considerar dentro de la lista de los impactos potenciales de la operación de un cementerio es la posibilidad que, con el tiempo, se genere contaminación de los acuíferos. Y, eventualmente, efectos sanitarios devenidos del uso de esas aguas para consumo humano.

Existe relativamente poca investigación sobre el impacto ambiental potencial de los cementerios (Dent y Knight, 1998). Si bien la bibliografía presenta algunos trabajos que exponen sobre la posibilidad de generar contaminación de los acuíferos (Van Haaren, 1951; Pacheco et. al, 1991; Chan, Scafe y Emami, 1992; Dent y Knight, 1998; Marquez Silva, 1998; Spongberg y Becks, 2000a; Spongberg y Becks, 2000b), básicamente lo hacen desde un punto de vista hidrogeológico y no sanitario. Por otro lado, tampoco existen desarrollos de modelos predictivos accesibles a la gestión ambiental de utilidad para la toma de decisiones, por ejemplo para las EIAs.

El presente apartado presenta un esquema metodológico para prever la posible contaminación de los acuíferos por un cementerio a instalarse en la ciudad de Azul, donde se estima el enterramiento de 100 personas al año. A partir de un modelo predictivo de transporte en agua subterránea similar al referenciado en el apartado anterior se estimó el riesgo sanitario por el nivel de degradación alcanzado a 20 años de funcionamiento del mismo.

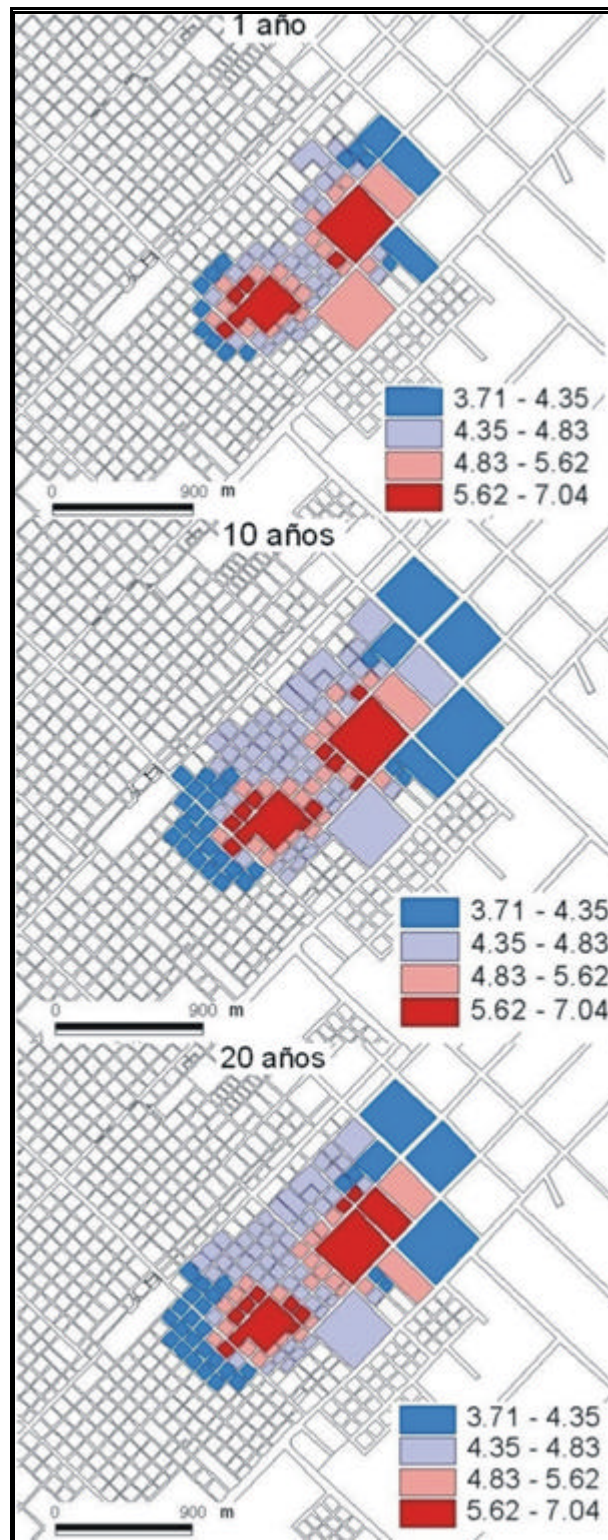


Figura 5.4.4. Comparación de los niveles de riesgo por la sustancia hipotética considerando el riesgo “de fondo”, para tres horizontes temporales.



Figura 5.4.5. En amarillo, polígonos poblados del área de estudio que no disponen de agua corriente.

Descripción de la fuente de contaminación

Un cementerio puede ser considerado una especie de relleno sanitario (Dent y Knight, 1998). La descomposición del cadáver genera un lixiviado acuoso que, de tomar contacto con el agua subterránea, puede generar contaminación del recurso. Este lixiviado, si bien es un producto natural derivado de la descomposición de materia orgánica, contiene dos conjuntos de elementos peligrosos para la salud humana:

- Sustancias tóxicas, en particular sustancias nitrogenadas. Entre ellas pueden considerarse las diaminas formadas por la degradación de proteínas, mencionando entre las más comunes la cadaverina (pentanodiamina) y la putrescina (butanodiamina), dos moléculas degradables de alta solubilidad en agua (Marques Silva, 1998). Otra sustancia de más fácil determinación es el nitrato, forma inorgánica más común del nitrógeno.
- Microorganismos: bacterias y virus, patógenos y no patógenos.

Según Dent y Knight (1998), un cuerpo humano de 70 kg posee 1,8 kg de N para un hombre y 1,2 Kg para una mujer, por lo que esas cantidades serían esperables en los lixiviados funerarios. La etapa de generación de fluidos cadavéricos (“fase humerosa”) dura aproximadamente 1 año (Marquez Silva, 1998), sufriendo el mismo un proceso simultáneo de secado y/o polimerización.

En este estudio se consideró como sustancia química representativa de los lixiviados funerarios al nitrato, asumiéndolo como el resultado final único de la transformación de todas las formas nitrogenadas. Para evaluar la peligrosidad de los mismos se hizo un análisis de riesgo a la salud, que se describe más adelante.

Estudio de la potencialidad de contaminación de los acuíferos

La extensión y magnitud de la contaminación de los recursos hídricos subterráneos que podría generar un cementerio dependerá de varias condiciones, entre ellas, de su interacción con el ciclo hidrológico (lluvias, evapotranspiración, infiltración, escurrimiento superficial, dirección y movilidad del agua subterránea, etc.), y de la diferencia entre la cota de enterramiento y el nivel del agua subterránea (Dent y Knight, 1998). La propagación de un eventual contaminante desde la zona de enterramiento se estudió mediante el modelo digital MODFLOW, desarrollado por el U. S. Geological Survey (McDonald y Harbaugh, 1988), en su versión amigable Visual MODFLOW del Waterloo Hydrogeologic Inc (2002).

Previo a las predicciones del transporte, se definió el modelo conceptual de funcionamiento del acuífero en el área de interés y posteriormente se simuló el movimiento del flujo de agua subterránea (IHLLA, 2003). El estudio del transporte para la sustancia hipotética simula un escenario donde se asume flujo subterráneo en estado estacionario. El mismo se considera preponderantemente advectivo (muy poco dispersivo).

Las condiciones iniciales fueron de concentración inicial nula en todo el dominio excepto en la zona de enterramiento donde se fijó una concentración fija durante todo el período de simulación. Otra condición es asumir el contacto del lixiviado con el agua subterránea, despreciando el rol del suelo como atenuador. Estas condiciones son de extrema exigencia, aún mayor que la realidad, ya que la fuente se va degradando a lo largo del tiempo y, a pesar de la ocurrencia de ciertos ascensos muy pronunciados de los niveles freáticos en la historia del sitio, siempre existe un espesor variable de suelo (como mínimo 1 metro) entre aquellos y la cota de enterramiento. La recarga natural al acuífero se produce por infiltración de agua de lluvia con concentración nula.

Finalmente, se definió la dispersión, que es el parámetro que caracteriza el grado de avance y retraso de ciertos filetes de transporte del soluto respecto del transporte puramente advectivo (el soluto es solidario a la partícula de agua). En este caso se fijó una dispersión de 10 m.

La Figura 5.4.6. muestra las trayectorias de partículas inyectadas en el flujo de agua en el sector de enterramiento. Estas partículas, usadas a modo de trazador, se mueven solidarias al movimiento del agua, gobernadas por las condiciones estacionarias dadas al flujo. La figura muestra que la mayoría de las trayectorias se desplazan hacia aguas abajo del cementerio.

La Figura 5.4.7. muestra el desplazamiento del penacho de un contaminante a lo largo de 20 años. Los distintos colores expresan la concentración del contaminante respecto a la concentración en la zona de enterramiento que se fija en un 100%. Por lo tanto, el color azul muestra la zona donde las concentraciones están en el rango del 0.01 al 20 %, y va variando de color pasando por el verde y

el amarillo a medida que crecen las concentraciones hasta llegar al rojo-marrón con el 100% de concentración en la zona de enterramiento.

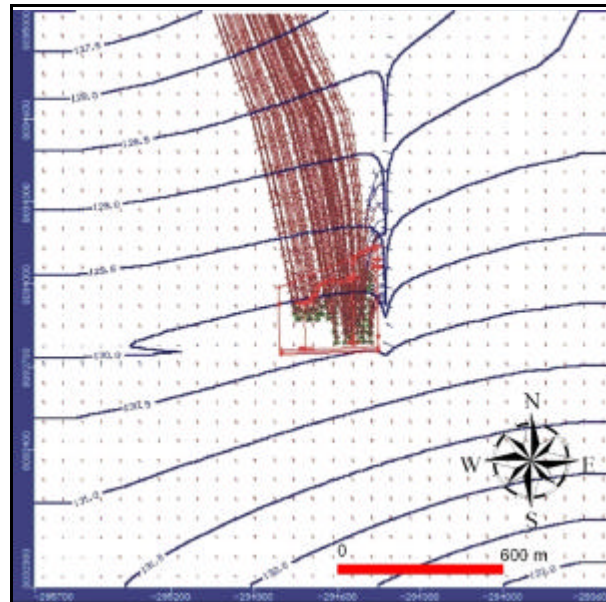


Figura 5.4.6. Trayectoria del flujo subterráneo para el estudio de riesgo del cementerio parque

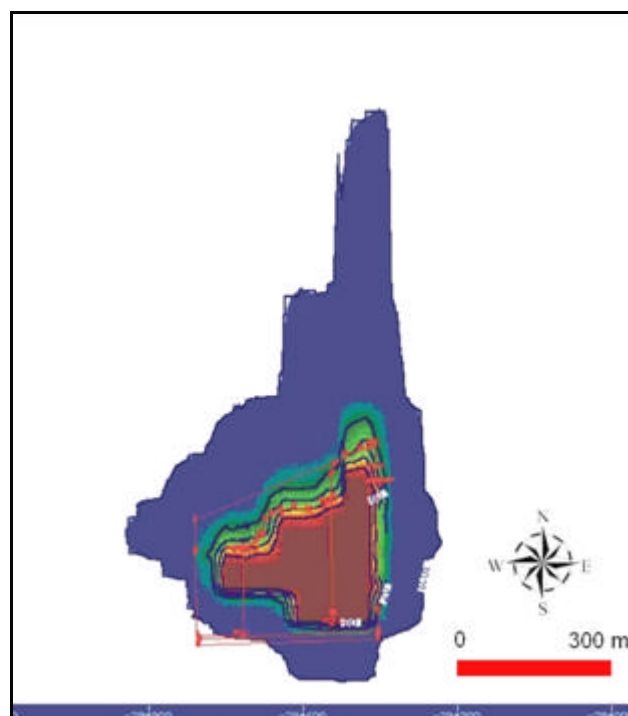


Figura 5.4.7. Simulación de la isoconcentración de nitrato en veinte años.

En la Figura 5.4.8. puede verse un corte según un eje sur-norte en el que se ve, a 20 años, la profundización del penacho de contaminación.

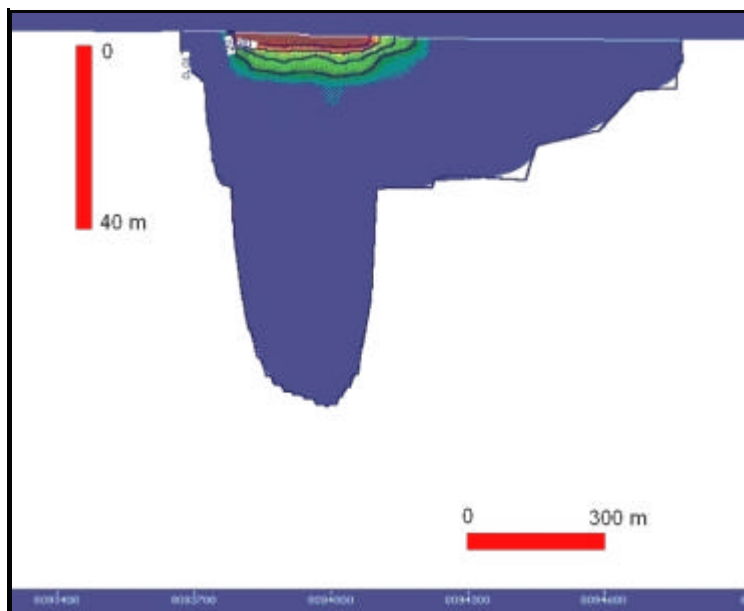


Figura 5.4.8. Simulación de la isoconcentración en corte vertical a veinte años.

En la Figura 5.4.7 puede verse que a los 20 años de iniciado el proceso concentraciones menores al 1% de la concentración en la zona de enterramiento llegarían hasta unos 1.000 m aguas debajo de dicha zona, mientras que concentraciones cercanas al 20% alcanzarían una distancia de unos 100 m. Concentraciones mayores quedan restringidas a la periferia inmediata del área de enterramiento. La Figura 5.4.8 permite apreciar que, además de su desplazamiento horizontal, existe una considerable profundización del penacho contaminante.

Análisis del riesgo a la salud

Debido a que los resultados del modelo de transporte arrojan porcentajes de la concentración en el punto de origen, y a que el análisis de riesgo trabaja sobre la base de concentraciones, se debe estimar la concentración en el punto de origen.

De acuerdo al total de N por cuerpo más arriba referenciado, el nitrógeno liberado al acuífero será aproximadamente de 130 kg por año, considerando 100 inhumaciones anuales, 50 hombres y 50 mujeres. Este número se considera constante en el tiempo debido a que la fase humorosa dura aproximadamente ese período. Si este valor se convierte a nitratos, se estaría aportando al acuífero anualmente 575,45 kg de esta sustancia, ya que en la misma, para un peso molecular de 62 g, cuenta con 14 g de nitrógeno.

Para una recarga anual de 20 mm sobre un área estimativa del emprendimiento de 12 ha, el ingreso de agua local al acuífero y que potencialmente lavaría los humores cadavéricos alcanzaría los 2.400 m³ (IHLLA, 2003). En base al valor del ingreso de agua y del aporte anual de nitrato, la concentración máxima posible de nitrato será de 239.42 mg l⁻¹ (o ppm).

Cada valor de concentración fue integrado al modelo básico del riesgo para sustancia no carcinogénica (NRC, 1983), estimado probabilísticamente, según ingesta de agua de bebida para un escenario de exposición residencial y para niños lactantes como individuos susceptibles expuesto de modo agudo. Se construyeron distribuciones probabilísticas por Monte Carlo (5.000 iteraciones) para cada parámetro interviniente según estimaciones realistas y bajo condiciones sugeridas por USEPA (1997c, 1999c). Los parámetros descriptivos de la distribución del riesgo estimado son el valor máximo, la media aritmética, el desvío estándar, el percentil 95 y el rango entre los percentiles 95 y 5.

Se hizo un análisis de riesgo areal y en profundidad, a partir de los datos que muestran las Figuras 5.4.7. y 5.4.8.

Los valores de riesgo para cada nivel de concentración para un horizonte temporal de 20 años se aprecian en la Tabla 5.4.2.

Color	Conc. %	Conc.	Dist.	Prof.	Max.	Prom.	Desv.	P 0.95	R 95 - 5
Rojo	100.00	239.40	0	0	7.87	2.77	1.38	5.28	4.53
	80.00	191.52	250	2	6.30	2.18	1.09	4.15	3.57
Naranja	60.00	143.64	275	2	4.72	1.65	0.81	3.11	2.66
Amarillo	40.00	95.76	300	2	3.12	1.10	0.54	2.07	1.77
Verde	20.00	47.88	400	12	1.51	0.55	0.27	1.03	0.88
Azul	10.00	23.94	1000	82	0.78	0.27	0.13	0.52	0.44
	1.00	2.39	1000	82	0.08	0.03	0.01	0.05	0.04

Tabla 5.4.2. Valores de riesgo expresados como el máximo (**Max.**), media aritmética (**Prom.**), desvío estándar (**Desv.**), 95 percentil (**P 0.95**) y rango entre los percentiles 5 y 95 (**R 95-5**) de la distribución probabilística para cada nivel de concentración (**Conc.**, en ppm), distancia (**Dist.**, en m) y profundidad (**Prof.**, en m) según la escala de colores (**color**) resultante de la simulación a 20 años.

Cuando estos datos se ponen en el contexto de un análisis de riesgo y si se adopta la posición más conservativa, es decir, utilizando los valores máximos estimados, los resultados indican que, en cuanto a lo espacial, el cementerio puede ser riesgoso entre 300 y 400 metros aguas abajo del predio. En profundidad, ocasionaría niveles de riesgo atendible hasta aproximadamente los 10 metros.

El planteo del análisis de riesgo bajo un entorno SIG como el que se presenta, además de ser un monitor espacial de la calidad de los recursos hídricos (Peluso et al., 2003b; Peluso et al., 2003c), permite evaluar otras alternativas, por ejemplo, al formar parte de tipos distintos de estudios como podría ser la planificación urbana o las EIAs. Así, del primer estudio se extrae claramente la ubicación y el nivel de prioridad de obras de extensión de la red de agua corriente en el área. Si bien el mayor número de polígonos se hallan poblados y con agua de red, siempre existe la posibilidad del uso del agua subterránea para el llenado de piletas o para el riego de huertas y jardines, con lo que la posibilidad de exposición se mantiene. Y del segundo, la necesidad de modificar el flujo del área implementando drenes (Peluso y González Castelain, 2002).

Con respecto al estudio del cementerio, se desprende que, bajo las condiciones asumidas, puede preverse con cierto nivel de seguridad que el emprendimiento causaría un impacto sanitario potencial que se extendería a las áreas vecinas. Si bien en la actualidad los cementerios suelen instalarse en zonas urbanísticamente no consolidadas o con restricciones de uso de las ciudades, lo que reduciría la cantidad de gente potencialmente expuesta, también debe decirse que tal vez por ello no sea esperable una inmediata extensión de la red de agua potable. Si se analiza tanto la espacialidad como la profundidad afectada por los penachos contaminantes en este caso, puede esperarse que predios vecinos tengan una afectación de la calidad del agua en las profundidades típicas a las que se realizan las captaciones domiciliarias (de 8 a 15 metros). Y esto puede aún agravarse si se profundizan las cotas de enterramiento. Esto apoya la sugerencia efectuada por Dent y Knight (1998) de realizar “buffers” alrededor de este tipo de emprendimientos.

Los modelos de flujo y transporte son herramientas analíticas y de simulación importantes para la gestión de los recursos hídricos. Así, la simulación del transporte, a pesar de las limitaciones que presenta al no poder reproducir la heterogeneidad de las formaciones en profundidad, permite la toma de decisiones con base informativa. La integración de los procesos de transporte con los estudios de riesgo puede convertirse en adecuadas herramientas analíticas prospectivas. Esta combinación metodológica permite plantear escenarios futuros de manera explícita, lo cual es valioso para la gestión, ya que pueden plantearse como estudios “preventivos” (Peluso et al., 2003b; Peluso et al., 2003c).

5.5. Percepción del Riesgo

En apartados anteriores se comentó que existe un riesgo “percibido”, o subjetivo, que no siempre coincide con el riesgo “objetivo”, ya que es una construcción mental o juicio de valor en base a una serie de parámetros y estimaciones propias o colectivas no surgidas como resultado de una evaluación técnica científica sobre el potencial de peligro real que entraña una situación (Slovic, 1987).

Reconociendo la importancia de relevar el valor de la visión comunitaria en la construcción del riesgo subjetivo para contextualizar las pautas de gestión que emanen de las evaluaciones técnicas del peligro, se estudió la percepción diferencial sobre el nivel de calidad de los recursos hídricos superficiales y subterráneos de la planta urbana y sus fuentes potenciales de degradación, siguiendo con una línea de investigación iniciada años atrás (Peluso y Usunoff, 1997). Es un modo de determinar si se reconoce la existencia de potenciales fuentes de riesgo a la salud, en particular, relacionadas con agentes químicos en el agua subterránea; dicho de otro modo, resaltar el nivel de “familiaridad con el agente causal” según Slovic (1987). Es, en última instancia, un relevamiento de la realidad subjetiva tras el análisis técnico u objetivo del riesgo.

A los fines de ahondar en el análisis, se hizo un estudio comparativo entre el grado de conocimiento respecto de fuentes potenciales de degradación que afectarían los recursos hídricos subterráneos respecto de los superficiales. Además, se intentó determinar la relación estadística entre el nivel de conocimiento y ciertos parámetros socioeconómicos (nivel de ingreso, nivel educativo, etc.). También, se intentó verificar el rol de las fuentes de información pública como generadoras de insumos para el riesgo percibido.

La información se relevó en la misma encuesta mencionada en el apartado 5.1.2.1. Las preguntas específicas pertinentes a este apartado apuntaban a analizar la percepción sobre el estado de calidad de los recursos hídricos superficiales y subterráneos requiriendo precisiones acerca de si existen casos de degradación y, en caso positivo, que identificara cuál era la fuente de éstos. Posteriormente, también se preguntó sobre las fuentes informativas a las que recurrían para acercarse a estas problemáticas.

La codificación básica de las respuestas sobre casos de degradación de los recursos hídricos superficiales y subterráneos fue: “No sé”, “Si” y “No”, y se testó si había una visión diferencial de las frecuencias de respuestas entre ellos. La información cuantitativa se procesó mediante el análisis estadístico de Chi-cuadrado a partir de tablas de contingencia (Steel y Torrie, 1993).

En la Tabla 5.5.1. se vuelcan las frecuencias de respuestas discriminando entre No Sabe (**NS**), No (**N**) y Si (**S**) cuando se preguntó sobre la ocurrencia de casos de contaminación de los recursos hídricos subterráneos (**Subte.**) como superficiales (**Super.**).

En la Tabla 5.5.2 se muestra la aplicación de Chi-cuadrado intentando diferenciar entre la percepción de los recursos hídricos superficiales y subterráneos. La hipótesis nula (H_0) sería que los resultados esperados muestren una idéntica frecuencia de respuestas dadas a ambos medios hídricos para cada grupo de respuestas observadas (NS, N y S). El nivel crítico para 2 grados de libertad y $P > 0,005$ es 10,597, por lo tanto el resultado obtenido (56,4) rechaza la

H0; esto quiere decir que puede reconocerse una diferenciación de percepción entre ambos medios. Cuando se analiza dónde radica la diferencia, lo que se aprecia por la diferencia entre los esperados y los observados, se evidencia que existe una sobreabundancia de respuestas No Sabe y No sobre lo esperado de la existencia de casos de degradación de los recursos hídricos subterráneos; mientras que, para los recursos hídricos superficiales, la sobreabundancia se da sobre la respuesta afirmativa, lo que se resalta en amarillo en la Tabla.

Area	Subte.			Super.		
	NS	N	S	NS	N	S
Suma	660	636	387	747	525	585

Tabla 5.5.1. Frecuencias de respuestas No Sabe (NS), No (N) y Si (S) para la pregunta sobre la existencia de casos de contaminación de los recursos hídricos subterráneos (Subte.) y superficiales (Super.).

Medio	Observados			
	NS	N	S	Suma
Subte.	660	636	387	1683
Super.	747	525	585	1753
Suma	1407	1161	972	3540

Medio	Esperados			
	NS	N	S	Suma
Subte.	703.5	580.5	486	1769.5
Super.	703.5	580.5	486	1769.5
Suma	1407	1161	972	3540

Medio	Observados – Esperados		
	NS	N	S
Subte.	43.5	55.5	-99
Super.	-43.5	-55.5	99

Chi-cuadrado			
NS	N	S	Suma
5.38	10.62	40.4	56.4

Tabla 5.5.2. Aplicación de Chi-cuadrado para las respuestas a la pregunta sobre la existencia de casos de contaminación de los recursos hídricos subterráneos (Subte.) y superficiales (Super.). Tipos de respuesta: No Sabe (NS), No (N) y Si (S).

En la Tabla 5.5.3 se presentan, a modo ilustrativo, las explicitaciones de los agentes causales para los casos de respuestas afirmativas de mayor frecuencia porcentual. Las categorías entrecomilladas representan respuestas textuales brindadas por los encuestados mientras que las no entrecomilladas serían categorías para agrupar tipos de respuestas diversas.

Respuesta	Subte.	Super.
No Sabe	49.08	33.86
“De Todo Tipo”	3.94	7.41
“Suciedad”	4.99	9.88
Basura	1.31	28.40
Microbiológica	28.61	8.82
Otros minoritarios		
“Lavadero de Camiones”	0.00	4.06
Agroquímicos	0.00	1.59
“Animales Muertos”	0.00	7.05
Sustancias Químicas	0.33	2.47
Efluentes industriales	0.21	6.45
“Espuma”	0.01	5.33

Tabla 5.5.3. Mención de los agentes causales de degradación de los recursos hídricos subterráneos (*subte.*) y superficiales (*super.*) para los casos de respuestas afirmativas de mayor frecuencia porcentual.

El análisis de correlación entre el conjunto de respuestas brindadas para los recursos hídricos subterráneos y para los superficiales arrojó un valor de 0,46. La búsqueda de correlación entre variables socioeconómicas y el conjunto de respuestas según el medio hídrico, obtuvo los siguientes resultados (Tabla 5.5.4).

Cal.Viv. – Subte	0.009
Cal.Viv. – Super	0.017
Hac. – Subte	-0.011
Hac. – Super	-0.028
Niv.Ed. – Subte	0.007
Niv.Ed. – Super	0.039

Tabla 5.5.4. Análisis de las correlaciones de Pearson entre variables socioeconómicas y medio hídrico perceptivamente degradado. Referencias: Recursos Hídricos Subterráneos (*Subte.*), Recursos Hídricos Superficiales (*Super.*), nivel de calidad de la vivienda (*Cal.Viv.*), cantidad de cuartos por vivienda (*Cuar.*), nivel de hacinamiento (*Hac.*), nivel educativo (*Niv.Ed.*)

En la Tabla 5.5.5 se establecen las frecuencias de respuestas acerca de las fuentes de conocimientos que los encuestados aducen haber utilizado para brindar las respuestas anteriores. La sumatoria de respuestas exceden el número de entrevistados a raíz de los numerosos casos en que se consignó más de una opción. En el rubro “otros” de la tabla, la respuesta mayoritaria es la experiencia personal.

Fuente	Frecuencia
Radio	336
TV	316
Diarios	165
Libros	23
Charlas	65
Otros	219
No sabe No Responde	1174

Tabla 5.5.5. Frecuencias de respuestas sobre las fuentes de información de los encuestados.

Los resultados indican que existiría alguna diferencia en la percepción sobre la presencia de agentes causales de contaminación entre los recursos hídricos superficiales y subterráneos vista la diferencia en las frecuencias de respuestas afirmativas entre ambos medios ya que las dadas sobre los recursos hídricos superficiales exceden un 48,82 % a las dadas sobre los recursos hídricos subterráneos. Esta diferenciación está validada por el valor del Chi-cuadrado y el bajo valor del índice de correlación. Sin embargo, existe un alto grado de ignorancia sobre ambos medios, a decir por la alta frecuencia de respuestas aduciendo desconocimiento de casos de degradación (respuesta “No Sabe” de la Tabla 5.5.3) o de sus causas en casos de afirmar su existencia (ejemplificadas por las respuestas imprecisas “De todo tipo” y “Suciedad” de la Tabla 5.5.3).

De lo dicho queda claro que existe una importante ignorancia acerca de las posibles fuentes de riesgo a partir del agua que se consume como bebida, lo cual, como se explicó en el marco teórico, influye en la concepción del ciudadano común, del nivel de riesgo debido a este tipo de fuente.

La evaluación de las fuentes del conocimiento sobre estos temas resulta en un valor coherente con la pregunta sobre la ocurrencia de casos de degradación ya que la mención “No Sabe, No Responde” de Tabla 5.5.5. armoniza con los altos niveles de respuestas “No Sabe” plasmadas en Tabla 5.5.3. De las respuestas positivas, los mayores niveles correspondieron, lógicamente, a la radio y a la televisión quienes, en conjunto, obtienen el 58 % de las respuestas.

La búsqueda de asociaciones entre las frecuencias de los tres tipos de respuesta con el nivel educativo (Niv.Ed.) o nivel socioeconómico (Cal.Viv., Hacina.) resultó negativa, tal como muestra la Tabla 5.5.4 a partir de los exiguos valores de los índices de correlación.

En el apartado 7.7 se agregan algunas consideraciones más sobre el particular.

6. PRESENTACION DE LA APLICACIÓN AUTOMATIZADA EN EL ENTORNO DE UNA HOJA DE CALCULO EXCEL

El punto central de la metodología es, como se explicara previamente, reemplazar cada término de la ecuación del riesgo (Ecuaciones 3.2.2., 3.2.3. y 3.2.4.) por una distribución probabilística aleatoria obtenida por la técnica de MC SRS. Esta se realiza a partir de una función inversa que extrae un valor aleatorio “estimado” a partir de una distribución probabilística generada a partir de un conjunto de valores “medidos” y luego interpolados, que se asumen responden a una distribución teórica de P (normal, en este caso) y definida por parámetros estadísticos (media, desvío estándar, mínimo y máximo). A partir de aplicar 5000 veces la función inversa antes mencionada se recrea una distribución probabilística de valores “estimados” que representa, en cuanto a incertidumbre y variabilidad, a la distribución teórica de los valores “medidos”. Este procedimiento se aplica a cada unidad espacial, por lo que se obtiene como resultado final un mapa poligonizado de valores de riesgo probabilístico.

Considerando que se trabajó con alrededor de 2000 polígonos y que, para cada uno de ellos, fue necesario llevar a cabo varios procedimientos secuenciales hasta obtener el resultado de MC SRS, se diseñó un esquema operativo automatizado dentro del entorno de una hoja de cálculo Excel (ver Figura 6.1) para que, por un lado, ofrezca un menú de opciones de seteo facilitando el control sobre el procedimiento, y, por el otro, realice el cálculo de manera autónoma, es decir, sin mediar ningún requerimiento al operador.

A continuación se esbozan los aspectos centrales de la aplicación.

La aplicación consiste en una hoja de cálculo con macros internas ejecutadas por botones. Los puntos salientes de la misma son:

- Solapa de selección de la sustancia peligrosa y de carga de archivo de concentraciones “medidas” (ver Figura 6.2) en agua de bebida. En esta sección del menú de opciones existe un control de tipo “cuadro combinado” – lista con una barra de desplazamiento –, lo que permite al usuario recorrer un listado de sustancias para elegir. Además, se presenta el botón que ejecuta una macro que abre un menú para la selección de archivos, copia su contenido y lo pega dentro de la hoja de cálculo. La información sobre las concentraciones medidas se encuentra referenciada por polígono y constan de los estadísticos necesarios para la función iterativa al aplicar MC SRS: media aritmética, desvío estándar, valor mínimo y valor máximo (Figura 6.3.).
- Sendas solapas para el seteo de la información sobre la Tasa de Ingesta (ver Figura 6.4) y el Peso del individuo expuesto. Ambas

constan de controles de tipo “cuadro combinado” para seleccionar los valores determinantes para MC SRS.



Figura 6.1. Solapa inicial de la aplicación

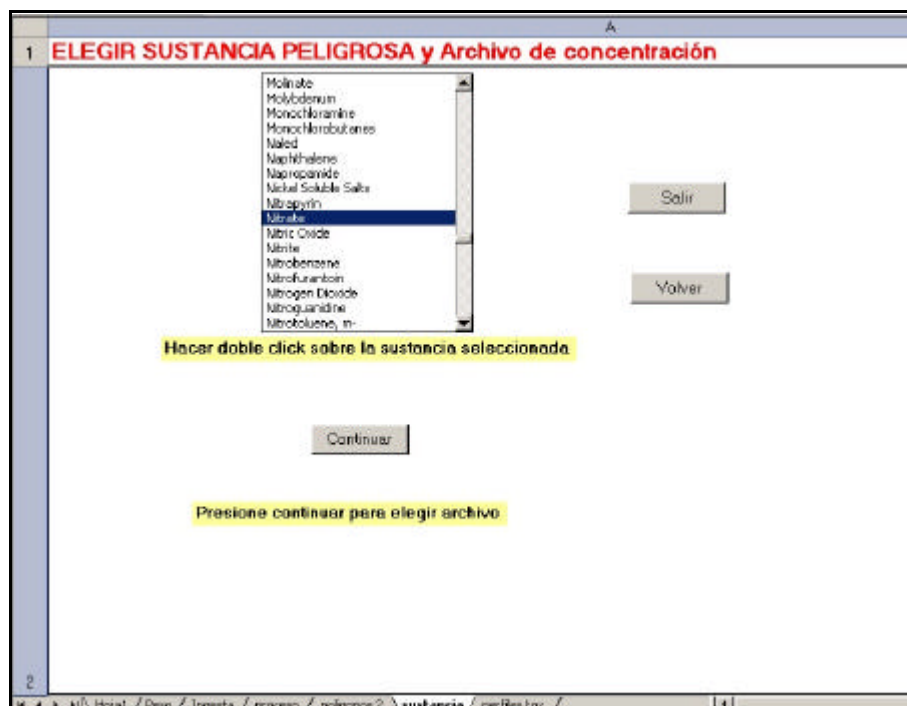


Figura 6.2: Solapa para la selección de la sustancia peligrosa y para abrir el archivo con las concentraciones “medidas”.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
1	Polígono	Promedio	Máximo	Mínimo	DesvioST				
2	I-A-0-0-0-10	92,26	97,95	87,47	2,64				
3	I-A-0-0-0-11	96,90	99,77	96,03	0,54				
4	I-A-0-0-0-12	101,32	103,00	99,50	0,92				
5	I-A-0-0-0-13	105,79	107,51	104,06	1,07				
6	I-A-0-0-0-14	109,41	110,54	108,20	0,73				
7	I-A-0-0-0-15	112,59	114,04	111,19	0,87				
8	I-A-0-0-0-16a	115,64	116,94	114,31	0,79				
9	I-A-0-0-0-16b	114,56	116,02	112,95	0,85				
10	I-A-0-0-0-17	118,47	119,70	117,16	0,72				
11	I-A-0-0-0-18	120,82	121,67	119,89	0,53				
12	I-A-0-0-0-19	122,55	123,12	121,85	0,37				
13	I-A-0-0-0-2	106,85	108,77	105,01	1,14				
14	I-A-0-0-0-20	123,64	123,90	123,28	0,19				
15	I-A-0-0-0-21	104,68	106,51	102,70	1,11				
16	I-A-0-0-0-22	108,25	109,53	106,83	0,79				
17	I-A-0-0-0-23	111,39	113,06	109,81	0,91				
18									
19									
20									
21									
22									
23									
24									
25									
26									
27									
28									

Figura 6.3. Ventana del Excel mostrando los datos insumos para aplicar MC SRS

Una vez establecidos los valores para todos los parámetros intervinientes en el procedimiento, se inicia el cálculo iterativo de MC SRS secuencialmente, es decir, aplicando la fórmula anidada para cada término de las ecuaciones 1 y 2, polígono por polígono, a partir de un bucle en VBA activado por un botón. Parte del código se presenta en Anexo 7.

Operativamente, la aplicación realiza el cálculo probabilístico por polígono en tres pasos secuenciales:

1. Obtención de un valor probabilístico de concentración por sustancia para cada polígono (Figura 6.5.), datos que se obtienen a partir de la distribución de valores correspondiente a de cada polígono, o concentraciones “medidas”, como ya se dijo.

En la Figura 6.5. puede apreciarse la obtención del valor de concentración de la sustancia (en este caso nitratos en agua de red) para un polígono, el cual se genera aplicando iterativamente 5.000 veces la función 4.5 para aplicar MC SRS (en la figura se muestran las primeras 29 iteraciones), a partir de los estadísticos surgidos de la poligonización con el ArcView.

INGRESE LA TASA DE INGESTA DEL INDIVIDUO EXPUESTO

0.7
0.8
0.9
1
1.1
1.2
1.3
1.4

1.5
1.7
1.8
1.9
2
2.1
2.2
2.3

0.1
0.2
0.3
0.4
0.5
0.6
0.7
0.8

0.3
0.4
0.5
0.6
0.7
0.8
0.9
1

ingresar datos de la distribución que describe la tasa de ingesta

Promedio
Mayor
Menor
Desvio St.

Figura 6.4. Solapa para la selección de la Tasa de Ingesta del individuo expuesto

B5 =DISTR.NORM(INV(ALEATORIO.ENTRE(DISTR.NORM(D\$3,B\$3,E\$3,VERDADERO)*100,DISTR.NORM(C\$3,B\$3,E\$3,VERDADERO)*100)/100,B\$3,E\$3)

Polígono en proceso					
polígono	Promedio	Máximo	Mínimo	DesvioST	
HA-0-0-0-23	111.3925	113.0609982	109.8086443	0.9072	
Iteración MC	Concentración	Tasa Ingesta	Peso	Riesgo	RfD
5	111.55	1.13	10.10	7.89	1.6
6	2109.98	1.55	10.35	10.29	
7	3110.94	1.88	9.54	13.74	
8	4110.96	0.30	12.35	1.68	
9	5110.97	0.81	8.24	6.82	
10	6111.89	0.87	10.20	5.95	
11	7109.90	1.95	11.68	11.47	
12	8112.19	1.34	8.77	10.71	
13	9111.98	1.15	8.65	9.30	
14	10111.48	1.79	9.85	12.66	
15	11111.65	1.29	10.51	8.56	
16	12111.04	1.36	8.65	10.91	
17	13110.41	1.45	13.50	7.41	
18	14110.12	1.25	8.71	9.88	
19	15111.07	1.43	10.61	9.36	
20	16110.33	1.43	8.01	12.31	
21	17112.41	0.46	8.46	3.82	
22	18111.58	1.07	11.23	6.64	
23	19111.09	0.37	12.81	2.01	
24	20111.32	1.32	8.89	10.33	
25	21112.88	0.88	9.28	6.69	
26	22111.74	0.82	10.15	5.64	
27	23111.30	0.85	12.45	4.75	
28	24111.35	2.13	11.17	13.27	
29	25111.44	1.15	8.89	9.01	
30	26111.72	1.79	13.76	9.08	
31	27110.99	2.13	14.11	10.47	
32	28110.86	1.16	10.25	7.83	
33	29111.23	0.30	11.05	1.89	

Figura 6.5. Aplicación de la función inversa para obtener los valores probabilísticos de concentración por sustancia para cada polígono (en este ejemplo, el HA-0-0-0-23), así como la Tasa de Ingesta, el peso del individuo expuesto y el RfD.

2. Uso del valor de concentración obtenido y las funciones correspondientes a la Tasa de Ingesta, al Peso Corporal y al RfD para estimar el riesgo por polígono aplicando las ecuaciones 1 y 2 (Figura 6.6).

3. Sobre las distribuciones obtenidas, cálculo del 95 percentilo y otros estadísticos de la distribución para representar el riesgo para cada polígono (Figura 6.7.), copiando y pegando automáticamente en una hoja de resultados (Figura 6.8.).

Una vez calculado el riesgo para un polígono, el bucle lleva nuevamente a los datos “medidos”, y avanza al polígono siguientesin necesidad de acción alguna por parte del operador.

Polígono en proceso					
polígono	Promedio	Máximo	Mínimo	DesvioST	
1-A-0-0-0-23	111.3925	113.0609962	109.8066443	0.9072	
Iteración MC	Concentración	Tasa Ingesta	Peso	Riesgo	RfD
1	111.55	1.13	10.10	7.88	1.6
2	109.96	1.55	10.35	10.29	
3	110.94	1.89	9.54	13.74	
4	110.56	0.30	12.35	1.68	
5	110.97	0.81	8.24	6.82	
6	111.68	0.87	10.20	5.95	
7	109.90	1.95	11.68	11.47	
8	112.19	1.34	8.77	10.71	
9	111.98	1.15	8.65	9.30	
10	111.48	1.79	9.85	12.66	
11	111.65	1.29	10.51	8.56	
12	111.04	1.36	8.65	10.91	
13	110.41	1.46	13.50	7.41	
14	110.12	1.25	8.71	8.88	
15	111.07	1.43	10.61	9.36	
16	110.23	1.43	8.01	12.31	
17	112.41	0.46	8.46	2.82	
18	111.58	1.07	11.23	6.64	
19	111.09	0.37	12.81	2.01	
20	111.32	1.32	8.89	10.33	
21	112.68	0.86	9.28	6.69	
22	111.74	0.82	10.15	5.64	
23	111.30	0.85	12.45	4.75	
24	111.36	2.13	11.17	13.27	
25	111.44	1.15	8.89	9.01	
26	111.72	1.79	13.76	9.08	
27	110.99	2.13	14.11	10.47	
28	110.66	1.16	10.25	7.83	
29	111.23	0.30	11.05	1.89	

Figura 6.6. Ventana de Excel mostrando las iteraciones durante el proceso del cálculo probabilístico del riesgo mediante MC SRS.

D6005 =MAX(E\$3:E\$5002)										
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
4981	4979	110,33	1,02	8,32	8,45					
4982	4980	111,35	1,19	9,75	8,42					
4983	4981	111,37	1,21	11,61	7,25					
4984	4982	111,04	1,18	9,89	9,21					
4985	4983	111,69	1,43	8,17	12,22					
4986	4984	111,92	1,79	9,70	12,91					
4987	4985	112,12	0,28	8,77	2,24					
4988	4986	110,45	1,89	9,95	13,11					
4989	4987	110,75	1,16	8,83	9,09					
4990	4988	112,29	0,22	10,56	1,46					
4991	4989	112,33	0,37	13,50	1,92					
4992	4990	111,51	1,32	12,35	7,45					
4993	4991	110,49	0,84	10,66	4,15					
4994	4992	112,67	1,02	9,28	7,74					
4995	4993	111,39	1,50	10,35	10,09					
4996	4994	111,84	0,99	10,05	6,99					
4997	4995	111,19	1,79	11,11	11,20					
4998	4996	111,62	0,72	8,62	5,90					
4999	4997	111,46	1,74	9,48	12,77					
5000	4998	111,92	0,57	15,29	3,00					
5001	4999	111,51	0,44	9,12	3,36					
5002	5000	110,60	0,65	10,20	4,41					
5003										
5004			Polygono	LA-0-0-0-23						
5005			Maximo	18,10						
5006			Minimo	1,12						
5007			Rango	16,98						
5008			Promedio	6,80						
5009			DesvioST	3,29						
5010			Percentil50	6,44						
5011			Percentil95	12,83						
5012										
5013										
5014										

Figura 6.7. Ventana de Excel mostrando los resultados del proceso del cálculo probabilístico del riesgo tras aplicar MC SRS.

M63										
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1	Polygono	Maximo	Minimo	Rango	Promedio	DesvioST	Percentil50	Percentil95		
2	LA-0-0-0-10	18,57	1,11	17,46	6,8	3,29	6,46	12,84		
3	LA-0-0-0-11	18,34	1,11	17,23	6,8	3,29	6,44	12,8		
4	LA-0-0-0-12	18,16	1,11	17,05	6,8	3,29	6,43	12,83		
5	LA-0-0-0-13	18,39	1,05	17,34	6,94	3,35	6,62	13		
6	LA-0-0-0-14	18,35	1,05	17,3	6,94	3,35	6,62	13,01		
7	LA-0-0-0-15	18,18	1,05	17,13	6,94	3,35	6,63	13,03		
8	LA-0-0-0-16a	18	1,04	16,96	6,94	3,35	6,63	13,02		
9	LA-0-0-0-16b	17,6	1,03	16,57	6,87	3,29	6,48	12,85		
10	LA-0-0-0-17	18,35	1,05	17,3	6,87	3,29	6,52	12,88		
11	LA-0-0-0-18	18,09	1,04	17,05	6,87	3,29	6,52	12,9		
12	LA-0-0-0-19	18,18	1,05	17,13	6,87	3,29	6,51	12,89		
13	LA-0-0-0-2	18,39	1,04	17,35	6,87	3,29	6,53	12,88		
14	LA-0-0-0-20	18,65	1,1	17,55	6,86	3,26	6,58	12,58		
15	LA-0-0-0-21	18,36	1,11	17,25	6,86	3,26	6,58	12,6		
16	LA-0-0-0-22	18,76	1,11	17,65	6,86	3,26	6,58	12,58		
17	LA-0-0-0-23	18,67	1,11	17,56	6,86	3,26	6,57	12,59		
18										
19										
20										
21										
22										
23										
24										
25										
26										
27										
28										
29										
30										
31										
32										

Figura 6.8. Hoja de Excel mostrando los resultados, es decir, los estadísticos que definen el nivel del riesgo probabilístico por polígono, en formato listo para exportar al SIG.

7. DISCUSIÓN GENERAL DE LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA

7.1. Interpretación general de los resultados. El nitrato y el fluoruro como problemáticas sanitarias.

Parte de lo expresando en los apartados 7.1 y 7.2 se ha publicado en Peluso F., Usunoff E., González Castelain J., 2003c. **Análisis de Riesgo Espacial a la Salud por Fluoruro y Nitrato en el Agua de Bebida de la Ciudad de Azul, Argentina. Cuadernos del CURIHAM vol. 9: 133 – 138, 2003.**

Problemática de la contaminación por nitratos

Los valores límites para los nitratos en agua de bebida de 45 mg l⁻¹ y 0,1 mg l⁻¹ para los nitritos están establecidos por normativa nacional (CAA, A.D.L.A., 1971; De la Canal y Asociados S.R.L., 1994), valores referenciados a partir de los valores sugeridos por la Organización Mundial de la Salud (O.M.S., O.P.S., 1985).

El nitrato, de por sí, no es tóxico y su excreción es muy rápida (Sanchis Moll, 1991). La forma tóxica es el nitrito (NO₂⁻, estado de oxidación del N = +3), generado a partir de la reducción del nitrato (NO₃⁻, estado de oxidación del N = +5) bajo ciertas condiciones a nivel del tracto digestivo. En los individuos normales, el nitrato es rápidamente absorbido por el tracto gastrointestinal. Los nitritos reaccionan con la hemoglobina formando metahemoglobina, una forma patológica de la hemoglobina incapaz de transportar el oxígeno (Tebbutt, 1983; USEPA, 2002a). Pero ésta es rápidamente reconvertida en oxihemoglobina por enzimas específicas (WHO, 1978). En los infantes este sistema enzimático no está completamente desarrollado, por lo que la metahemoglobina puede acumularse en el cuerpo desarrollando un estado patológico denominado metahemoglobinemia, que se caracteriza por producir cianosis (WHO, 1978), de allí el nombre dado de generadora de "niños azules", como se la conoce a esta problemática sanitaria. Los infantes -así como cierto grupo de riesgo de adultos con patologías gástricas- se caracterizan por poseer pH estomacales menos ácidos; esto permite la proliferación de bacterias nitrato reductoras en el tracto digestivo lo que favorece la reducción del nitrato a nitrito (WHO, 1978). Además se sugiere que estos compuestos son precursores de nitrosaminas, compuestos sospechados de ser carcinógenos (WHO, 1978).

En las Figuras 4.2.5 o 4.2.9 puede verse que esos valores están superados en casi la totalidad de la planta urbana. Puestos en el contexto de un análisis de riesgo, se vislumbra que resulta n por encima de la unidad en los grupos de riesgo (niños). Sin embargo, esta circunstancia no debe considerarse un hecho altamente significativo, aunque, incluso, no se computen otras fuentes de nitratos como las provenientes de los alimentos. Con relación a este punto, se mencionó en el apartado 4.3.1.4, la existencia de posibles fuentes alternativas de ingesta de líquidos (caso de las gaseosas, o leche) que competirían con el agua de canilla;

esto redundaría en una disminución del nivel de riesgo al disminuir la incorporación de nitratos.

Tal como se presenta en Anexo 5, existe una diferenciación entre grupos etarios en cuanto a la relación peso/tasa de ingesta de modo tal que en los lactantes se da la relación más desfavorable. En base al informe del IRIS (Usepa, 2002a) correspondiente a los nitratos se han elaborado los valores de tasa de ingesta como el peso representativo de los lactantes que se ha usado en este trabajo. También en Anexo 5, se ofrece un pequeño estudio de lo que referencia la bibliografía sobre las tasas de ingesta de líquidos en general, y de agua en particular, aunque para los Estados Unidos de Norteamérica. Allí, en la Tabla 3 se muestra que el valor promedio de la distribución del consumo de agua en niños de 1 a 10 años alcanza el valor de 736 ml día^{-1} , con 10 y 90 percentilos de 286 y $1.294 \text{ ml día}^{-1}$. Aquí, en este estudio, se adopta como valor promedio de la distribución 750 ml día^{-1} , pero la distribución se trunca en percentilos menores y mayores a los 10 y 90 respectivamente, al adoptar 10 y 2100 ml día^{-1} como valores extremos de las colas). Esta tesis se apoya en la necesidad de considerar, dentro de la distribución generada por la función aplicando MC SRS, los escenarios extremos.

Problemática de la contaminación por fluoruros

El fluoruro, una vez ingerido, es absorbido por el estómago e intestino, para luego ser rápidamente distribuido por el sistema circulatorio al líquido intra y extracelular, siendo finalmente retenido en huesos y dientes, incorporado a los cristales (WHO, 2002).

Si bien el flúor es considerado un elemento importante en la ingesta por su efecto preventivo sobre las caries dentales, la osteoporosis, y las fracturas óseas (Fabiani et al., 1995), un exceso en la concentración ingerida es generador de dos tipos de problemas a la salud. Por un lado, la ocurrencia de fluorosis dentales, esto es, manchas opacas en los dientes (O.M.S., 1985; USEPA, 2002a), lo que ocurre a aproximadamente a 1 ppm de fluor en agua (valor de NOAEL, No Observed Effect Level). Sin embargo, existe una controversia acerca de si este efecto es "cosmético" solamente o se trata de un verdadero daño a la salud.

Por otro lado, a concentraciones mayores (niveles excedidos de 4 ppm) en exposición crónica podrían ocurrir caso de fluorosis esquelética (Susheela, 1995), que se caracterizarían por sobreosificaciones y calcificaciones de las membranas interóseas. En ellas participan otros factores además de la concentración del ión, como el status nutricional y la dieta, el clima, la exposición conjunta a otras sustancias, y la ingesta de fluoruros por otras vías diferentes al agua de bebida (WHO, 2002). La relación entre el consumo de aguas de consumo fluoradas con la morbi o mortalidad por cáncer ha sido estudiada epidemiológicamente en numerosos países, pero aún no existe evidencia consistente de asociación estadística (WHO, 2002).

La Argentina estableció en su Código Alimentario (A.D.L.A., 1971; De la Canal y Asociados S.R.L., 1994) un valor máximo permisible de $1,2 \text{ mg l}^{-1}$ para agua de bebida. La Base de Datos IRIS -Integrated Risk Inventory System (USEPA, 2002a), brinda la información actualizada respecto de los efectos toxicológicos, clínicos y epidemiológicos de una importante cantidad de compuestos químicos, indicando para los fluoruros un RfD de $0,06 \text{ mg kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$ con relación a las fluorosis dental.

Dado un nivel máximo permisible de $1,2 \text{ mg l}^{-1}$, se puede apreciar que la gran mayoría de la superficie de la planta urbana se muestra con concentraciones superiores a ese valor (ver Figuras 4.2.6 y 4.2.11). Estas concentraciones son compatibles con la Categoría 2 (fuente de marginalmente alta concentración de fluoruros en agua, con niveles de 1,1 a 2 ppm) otorgada por la agencia india encargada del programa de manejo de las fluorosis rurales (Susheela y Gourisankar, 2000).

Si bien el riesgo rondaría un valor de alrededor de 4 para el agua de red, vale lo expresado para los nitratos: la ingesta de agua podría estar sobreestimada. Por otro lado, el riesgo se computa con relación a las fluorosis dentales como problema a la salud. Por esto, el nivel de potencialidad de efectos patológicos reales por los fluoruros es despreciable, lo cual queda también evidenciado por la falta de casuísticas locales.

7.2. La evaluación del riesgo sanitario como herramienta de análisis de la calidad del agua de consumo

La calidad del agua subterránea puede ser evaluada básicamente de dos maneras: en base a su variación respecto de lo que se considera su estado de pristinidad original o por su potencialidad de satisfacer determinados usos en función de ciertas características demandadas. Entre los usos de los recursos hídricos subterráneos se destacan los consuntivos, los que van a demandar una constitución determinada en cuanto a concentraciones de especies químicas, lo que se ve plasmado en el establecimiento de NMP en el CAA (A.D.L.A., 1971; De la Canal y Asociados S.R.L., 1994).

Si bien los NMP permiten el resguardo del usuario, no es un mecanismo eficiente para definir niveles de calidad ya que, en realidad, su objetivo es sustentar un sistema binario de gestión de tipo “cumple o no cumple” a partir de un valor de concentración fijada como límite.

Un mecanismo que sí puede resultar eficiente para establecer niveles de calidad del agua usada con fines consuntivos es determinar el nivel de ajuste entre las características del agua ofertada y las de la demandada. A nivel de uso consuntivo, la calidad del agua demandada puede ser evaluada a partir de su potencialidad de generar afecciones a la salud. Es decir, del riesgo que entraña su

consumo. Una manera de establecer una metodología de análisis de riesgo a la salud como monitorea de la calidad de los recursos hídricos es determinando la distribución espacial y multipersonal de ese riesgo, tal como se propone en este trabajo.

Los resultados muestran que la adopción de una metodología de análisis de riesgo espacializado basada en un GIS, resulta una herramienta eficiente para establecer una identificación de niveles de calidad del recurso hídrico en función del uso consuntivo; dicho de otro modo, esta metodología permite poner en evidencia un valor de calidad del agua mucho más directo y relevante para el usuario ("calidad sanitaria"), que lo que ocurriría a partir de una determinación de niveles de cumplimiento normativo ("calidad normativa"). Por otro lado, el entorno GIS permite también, como ya se ha dicho, merced a la capacidad de integrar capas informativas, integrar la calidad sanitaria a cantidad de personas sujetas a exposición potencial (ver apartado 5.1), discriminar específicamente la distribución geográfica poblacional de los individuos sensibles (barrios (ver apartado 5.1), escuelas (ver apartado 5.2), hospitales, etc.).

Otro tema que minimiza el uso de un criterio "Nivel Máximo Permisible" es la posibilidad de interacciones de sustancias en el agua de bebida. El criterio NMP evalúa la calidad sustancia por sustancia, de modo que si una excede el valor límite se la debe objetar, y si ninguna lo hace, se la acepta. Pero podría ocurrir que la interacción de ellas genere un efecto tóxico mayor que el que se estima a partir de los efectos de las sustancias individuales. Entonces, un agua que, sustancia por sustancia, es "aceptable" deja de serlo cuando se la analiza como "riesgo conjunto". Los efectos combinados están siendo estudiados con cada vez mayor interés, aunque debe reconocerse la complejidad manifiesta de estos estudios, ya que no sólo es importante reconocer las sustancias participantes, lo que a veces ya de por sí es imposible sobre todo en mezclas complejas, sino analizar las posibles dosis que podrían estar generando (NRC, 1989). Esto es sumamente complejo ya que un modelo de análisis podría testear las posibles combinaciones de las sustancias a las posibles concentraciones ya que en la interacción no sólo influyen las sustancias sino también las masas con que participan. Pero esto resulta inviable, tanto toxicológica como económicamente (NRC, 1989). Entonces se plantean modelos de análisis diferenciales según los tipos de sustancias, por ejemplo, teniendo en consideración la toxicocinética y toxicodinámica, el tipo de efecto final, etc. Así surge el modelo de aditividad de efectos para los casos en que no existe evidencia de interacción toxicológica (USEPA, 1999a), tal cual se usó para los nitratos y los fluoruros en este estudio.

Aunque el método aditivo es el más comunmente usado (NRC, 1989), en casos específicos de contaminación debe analizarse la situación antes de aplicarlo. En NRC (1989) se sugiere se analicen posibles "agrupamientos" de las sustancias para facilitar el análisis, entre ellos verificando carcinogenicidad, similitud de efectos tóxicos (equivalencia toxicológicas), estructura química y propiedades

funcionales, etc. Y ante la sospecha de posibilidad de sinergismo, aplicar un factor de incertidumbre que compense la posibilidad de subestimación (NRC, 1989).

Así, por ejemplo, la ocurrencia de pesticidas organofosfatos (malation, paratión, guthión) y de carbamatos (aldicarb), los que tienen similaridad de efecto tóxico por compartir el mismo mecanismo de acción (son inhibidores de la acetilcolinesterasa), genera efectos sinérgicos de casi 10 veces el efecto tóxico individual (NRC, 1989). De ello que el mecanismo propuesto de aditividad de efectos no puede ser universalmente aplicado, aunque su uso no puede dejar de reconocerse como un avance respecto de los estudios “monosustancia”, o las decisiones en base al NMP. En lo que respecta al caso que aquí se analiza, no hay antecedentes de interacción toxicológica entre el nitrato y el fluoruro.

Lo que se ha dicho respecto de la ocurrencia conjunta de dos sustancias, puede decirse de la ocurrencia conjunta de distintos escenarios de exposición, tal el de la ingesta residencial y la ingesta recreativa (ver apartado 5.3). El análisis por separado puede llevar a una subestimación del riesgo.

A partir de todas estas opciones que permite el análisis de riesgo espacializado y sustentado en un SIG sobre la calidad del agua que se ingiere, se destaca su poder para la gestión ambiental, tanto sus aspectos analíticos como comunicacionales.

7.3. La representación espacial de la información: Vector vs Ráster y la interpolación de la información

La primera discusión importante en el marco de un SIG es acerca de si la representación espacial de la información se realiza como ráster o como vector.

El formato ***ráster*** representa la información espacializada como una grilla regular exhaustiva en la que cada nodo o píxel es un ítem informativo de valor único. La zonificación generada por la representación areal de la información se genera por coexistencia de píxeles colindantes de valor semejante. La representación como ***vector***, por otro lado, no representa el espacio a partir de una subdivisión enmallada, regular y exhaustiva, sino como un conjunto de figuras geométricas (un punto, una recta o un polígono) de valor único cuya disposición espacial puede ser tanto regular como irregular.

Existen herramientas informáticas para realizar análisis de riesgo sobre la base de información geoestadística. Uno al que se puede hacer referencia es el SADA (University of Tennessee, 2003), ya mencionado en el apartado 3.3.3. Sin embargo, este software estima niveles de riesgo que son representados como ráster y fuera de un entorno SIG. En la Figura 7.1 se muestra las curvas de interpolación del nitrato en agua subterránea por krigging ordinario a partir de los datos provenientes de los pozos profundos de la CEAL.

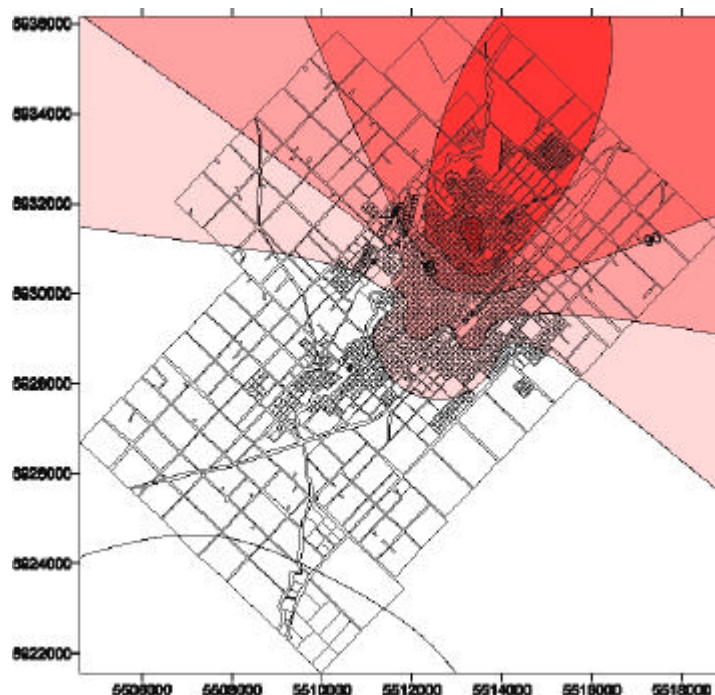


Figura 7.1. Mapa ráster de la interpolación de nitrato en agua subterránea a partir de los datos provenientes de los pozos profundos de la CEAL.

La información de valor plano (único) y particionada conforme los límites de unidades espaciales de uso frecuente para la administración como son las manzanas, o sea vectores, se considera un modo más adecuado y eficiente de visualizar la información. La información areal tipo ráster resulta un tanto difusa y limitada para asignarla a unidades espaciales discretas de interés administrativo como puede ser una subdivisión catastral. Como muestra la Figura 7.2, en un ámbito urbano, siempre sujeto a subdivisiones catastrales discretas, cuando se establecen líneas de nivel resultará común lidiar con información duplicada, o triplicada para un mismo polígono, ya que éstas, seguramente, los atravesarán (en este caso, la flecha muestra uno de los tantos polígonos que cuenta con dos niveles de concentración).

Por la razón más arriba esbozada es que un SIG bajo formato polígono basado en las manzanas catastrales resulta de mayor utilidad, permite una más fácil lectura de la información y ofrece mejores perspectivas para la toma de decisiones. Además, la información bajo formato ráster puede ser rápidamente pasada a formato vector mediante la aplicación SIG, tal lo que acontece durante el proceso de poligonización. Por otro lado, se debe reconocer que las líneas de nivel surgen siempre de la aplicación de un modelo que representa la realidad, con mayor o menor grado de artificialización, sujeto a incertidumbre. Por eso, en unidades discretas de tamaño tan pequeño como es en este caso, el error debido a la incertidumbre y/o variabilidad de las numerosas fuentes hacen que trabajar

con una única información por polígono en vez de dos resulte una pérdida de precisión sólo aparente, ya que, como se dijo, el error (sea o no reconocido) genera “bandas” alrededor de esas líneas que atentan contra esa precisión convirtiéndola casi en una falacia.

Un SIG, además, como permite manejar múltiples capas de información, puede convertirse en una herramienta muy poderosa de planificación y gestión.



Figura 7.2. Detalle del mapa ráster de Figura 6.1, donde la flecha verde señala uno de los polígonos con doble información.

Un software como el SADA, como se dijo, no permite ninguna de las operaciones que pueden efectuarse dentro de un entorno SIG donde la manzana es un “objeto” con identidad y diversas categorías, y que permite operar entre ellas, y luego mapear (Peluso y Usunoff, 2002). El SIG, en definitiva, es un aporte mucho más rico que la mera generación de imágenes estáticas.

Además de lo dicho, existen otras razones por las cuales esta metodología representa un avance respecto del SADA:

- permite procesamiento post – interpolación, por ejemplo,
- posee mucho más amplias capacidades de visualización de los resultados, incluso pudiendo contar con la posibilidad de elaborar “criterios de búsqueda”, operaciones entre mapas, etc.
- puede asignar valores regulares sobre áreas determinadas (la red de agua, por ejemplo)
- tiene posibilidades de “edición” de los mapas generados, pudiendo “mejorar” la comunicabilidad de los resultados utilizando flechas para

indicar, carteles indicadores, etiquetas, número de categorías cromáticas, etc.

- el contar con una base de datos externa y operable por una planilla de cálculo permite una alta versatilidad de cálculos y uso de variables conexas y no conexas. Este es el caso de la realización de estudios de riesgo poblacionales, o acudir a la participación de variables socioeconómicas
- anexar dentro del mismo entorno un análisis de riesgo con análisis de otros tipos. Esto puede ser interesante en el marco de estudios urbanos, integrando el riesgo con estrategias de planificación (IHLLA, 2003).
- la interfaz visual del SADA no posee una herramienta zoom que facilite una visión de detalle del amanzanamiento urbano, ni un botón que encolumna toda la información disponible para la unidad espacial seleccionada.
- y tal vez la que potencialmente tiene mayor importancia: el ArcView es un software desarrollado en un lenguaje de programación orientado a objetos con una interfaz gráfica para su personalización (ESRI, 1996b). Esto permite la personalización del proyecto activo mediante la modificación de la Interfaz Gráfica de Usuario (GUI), con lo cual se pueden no solo cambiar la apariencia sino generar menús nuevos, botones y herramientas pensando en el operador del programa. El programa está escrito en Avenue, en base a scripts, o fragmentos de código con una funcionalidad específica. Estos scripts se pueden modificar o directamente crear de nuevo, utilizando luego la herramienta de compilación que tiene el ArcView. Además, existen numerosos scripts de dominio público disponibles en Internet que aumentan, aun más, su potencialidad.

Estas son algunas de las razones por las que una metodología como la propuesta permite, en un contexto de gestión tal el de numerosos municipios bonaerenses, convertirse en una instancia evaluativa superadora a la que podría brindar el SADA (Peluso y Usunoff, 2002).

7.4. Un mecanismo alternativo: los visualizadores SIG gratuitos

El sistema que se propone podría ser usado tal cual aquí se presenta, aunque requiere poseer el software ArcView y cierto conocimiento de informática; como mínimo conocer la operabilidad básica del software recién mencionado. Esto puede producir distintos niveles de factibilidad de acuerdo a la disparidad en cuanto a la posesión de recursos técnicos y económicos con que pueden contar las comunas. En esos casos queda una posibilidad interesante: edificar el sistema en base a un visualizador GIS gratuito compatible con el ArcView. Se puede

contar con el software Arc Explorer 2.0 de ESRI, misma empresa que produce aquel software.

El Arc Explorer, como se dijo, tiene la bondad de ser libre y gratuito, pudiéndose bajar del sitio ESRI (ArcExplorer home page en www.esri.com/arcexplorer). Además de su gratuidad, este visualizador tiene como gran ventaja poder obtener los mapas desde un sitio remoto usando Internet.

Se explica esta posibilidad pues se quiere dejar asentada la potencialidad de interacción entre un municipio y un instituto de ciencia y técnica, de no contar aquella institución con un cuerpo técnico propio capacitado para la elaboración de los mapas. En esta circunstancia, el instituto puede realizar los mapas y dejarlos disponibles en un sitio web público (el servidor de una universidad, por ejemplo, o algún sitio público en la red) para que se bajen al municipio para ser operados en el ArcExplorer, mecanismo base para la toma de decisiones.

El ArcExplorer ofrece una variada gama de operaciones, entre ellas:

- Visualización de los mapas
- Identificación de la información del polígono
- Interacción entre mapas (Query), seleccionando polígonos según criterios aplicados a sus variables
- Grabación del mapa activo como archivo gráfico (BMP) o su impresión

Este programa puede abrir archivos de distintos orígenes. Por supuesto los “shapes” de ArcView, pero también imágenes (tif, jpg, bmp), archivos de AutoCAD (dxf), y archivos generados por otros GIS, por ejemplo, de ARC INFO. Lo que no puede hacer el ArcExplorer es confeccionar los mapas.

7.5. Otras posibilidades de la metodología en cuanto al análisis de riesgo

Un elemento interesante digno de destacar es que una metodología como la que aquí se presenta permitiría analizar el impacto sanitario potencial de cualquier sustancia sobre la cual se tenga un valor de referencia toxicológico. Si bien aquí se ha trabajado con el RfD, también podría usarse el NOEL (No Observed Effect Level), que representa el valor máximo de dosis a la que se puede exponer un organismo sin que se manifiesten efectos observables) o el NOAEL (No Observed Adverses Effect Level) que expresa la dosis máxima a la que un organismo blanco puede exponerse sin que se manifiesten efectos adversos. Existen bases de datos conteniendo datos actualizados del RfD que pueden obtenerse de forma gratuita desde internet, por ejemplo en la IRIS (Integrated Risk Information System) Home Page (en <http://www.epa.gov/iris>).

Otro punto para resaltar es que, si bien aquí se presentó la metodología centrándola en un análisis de riesgo por sustancias generadoras de patologías “no carcinogénicas”, se puede ampliar a ese tipo de sustancias también variando la ecuación 3.2.2. Una ecuación que calcula el riesgo carcinogénico a partir de la presencia de contaminantes en el agua de bebida adopta la forma:

$$CDI_{car} = [CW \times IR \times EF \times ED / (AT \times BW)] \quad \text{Ecuación 7.1. (modificada de USEPA, 1996 y USEPA, 1999b)}$$

donde

CDI_{car} (*chronic daily intake*) = Tasa de Ingesta Crónica para análisis de sustancia carcinogénica

CW = Concentración de la sustancia en agua (mg l⁻¹)
 IR = Tasa de ingesta (por ej. 2 l)
 EF = Frecuencia de la exposición (350 días año⁻¹)
 ED = Duración de la exposición (30 años)
 AT = Tiempo promedio (365 días año⁻¹ * 70 años)
 BW = Peso corporal (70 kg)

Esta ecuación luego es puesta en un contexto “toxicológico” por la expresión

$$ELCR = CDI \times SF \quad \text{Ecuación 7.2. (modificada de USEPA, 1996 y USEPA, 1999b)}$$

donde

ELCR (*Excess Lifetime Cancer Risk*) = Incremento crónico de riesgo de cáncer

SF (*slope factor*) = Factor de pendiente

El SF es la pendiente de la curva de extrapolación desde el rango de observación en una curva dosis respuesta a niveles de dosis menores siguiendo un modelo lineal (USEPA, 1996; USEPA, 1999b). El IRIS, antes mencionado por los RfD, también proporcionan valores de Factores de Pendiente.

Puede verse que la ecuación 6.1 está relacionada con las ecuaciones 3.2.2 y 3.2.3. La diferencia básica es que en el caso de la 7.1. el valor que se obtiene es una “dosis” crónica, mensurable con relación a la vida estadística de una persona, mientras que la 3.2.3 es una dosis “aguda”, válida como una ingesta diaria.

Esto indica que la metodología permite estudios sobre la potencialidad de generar efectos a la salud a partir de exposiciones extendidas en el tiempo. Esto no sólo es válido para los estudios carcinogénicos. También lo son para las sustancias no carcinogénicas; el único requisito diferencial es que la sustancia posea un RfD para estudio crónico, pues se utilizaría la misma ecuación 7.1.

Otra potencialidad de la herramienta es variar los **escenarios** de exposición, como previamente fuera mencionado. A partir de la modificación de los valores de los parámetros intervinientes, pueden especificarse escenarios de exposición diferentes. Por ejemplo, a diferencia de un escenario residencial que asume una exposición de 24 horas al día, un escenario laboral, en cambio, implica sólo 8 horas al día de exposición. Esto genera un cambio, por ejemplo, en la cantidad de agua ingerida. Si se aplica un modelo lineal asumiendo una actividad similar a la residencial, debiera considerarse un consumo de agua de 1/3 del consumo residencial. Ahora, si la actividad es más pesada, o el ambiente laboral es más cálido, a pesar de la reducción horaria respecto del residencial, el consumo se incrementa. Un esquema similar se aplicó en el apartado 5.2 donde se hace un estudio con relación a un escenario escolar.

La lógica del procedimiento aplicado permite, también, asociarlo a estudios de riesgo general por determinadas sustancias a las que se puede exponer la gente a partir de varias rutas de contacto. Un ejemplo típico es la ingesta por comida. Otro, es el caso del contacto dérmico.

El contacto dérmico se expresa a partir de una ecuación como sigue:

$$CDI_{der} = [CW \times PC \times ET \times SA \times EF \times ED / (AT \times BW)] \text{ Ecuación 7.3.}$$

(modificada de USEPA, 1992c)

donde

CDI_{car} (*chronic daily intake*) = Tasa de Ingesta Crónica para análisis de contacto dérmico

CW = Concentración de la sustancia en agua	(mg l ⁻¹)
PC = Constante de permeabilidad	(específico para la sustancia)
ET = Duración diaria del evento de exposición	(0,25 horas día ⁻¹)
SA = Superficie de contacto	(1,94 m ²)
EF = Frecuencia de la exposición	(350 días año ⁻¹)
ED = Duración de la exposición	(30 años)
AT = Tiempo promedio	(365 días año ⁻¹)
BW = Peso corporal	(70 kg)

Este contacto dérmico es aplicable, por ejemplo, para analizar el riesgo por el contacto del agua sobre la piel durante una ducha, o al bañarse recreativamente. Bajo esa condición debe asumirse como superficie de contacto todo el cuerpo durante un lapso de 15 minutos diarios para el primer caso y variable para el segundo. Si en vez de la ducha o baño recreativo es necesario estudiar el contacto a través de la manipulación, deberá tenerse en cuenta la superficie de las manos. La información sobre las constantes de permeabilidad

puede obtenerse de http://risk.lsd.ornl.gov/cgi-bin/tox/TOX_select?select=csf, junto con otra información de interés para estudios de riesgo ambiental.

7.6. El aporte de la información socioeconómica

Uno de los elementos que se ha puesto de resalte en el desarrollo de esta metodología es la participación de cierta información socioeconómica. Los criterios para la selección de las variables fueron, primariamente, la relevancia directa con el tema central a este trabajo y, luego, que fueran accesibles desde el punto de vista de su relevamiento.

Teniendo en consideración el conjunto de variables relevadas por los censos de Población, Vivienda y Hogares del INDEC (INDEC, 1998), se seleccionaron en un número adecuado como para llevar a cabo una encuesta hogareña que demande no más de 10 minutos.

Además de la información sobre la constitución del núcleo familiar y la que daría pie a la estimación de un estándar socioeconómico, se relevaron variables para la estimación indirecta del grado de conocimientos que posee el grupo familiar con relación al tema sanitario en general y la concepción del riesgo en particular.

En los apartados 5.1.1 y 5.1.2 ya se expusieron aplicaciones donde se consideró la participación de variables poblacionales y socioeconómicas respectivamente demostrándose que un análisis espacial de riesgo en un entorno SIG puede ser potenciado con una sistematización de información socioeconómica y poblacional (Peluso et al., 2003a).

7.7. El aporte de los estudios de percepción

Ya se ha dicho que un análisis de riesgo es un proceso para la toma de decisiones; siendo una evaluación técnica para la caracterización científica de los efectos adversos potenciales por una fuente de peligro, permitiría identificar, evaluar, seleccionar e implementar acciones para reducirlos (CRARM, 1997). Pero si la gente descrece de las mismas, las decisiones adoptadas en base a éstos contarán con un grado minúsculo de aceptación. Por ello, se rescata como elemento importante para la gestión, relevar la información percibida del riesgo, lo que ayudará a la mejor definición y, eventualmente, de la transferencia de los resultados de los análisis de riesgo objetivos. Contextualizar comunitariamente el riesgo teniendo en consideración como la gente percibe el riesgo ayudará a la aceptación de las decisiones que emanen de las evaluaciones técnicas (Fritzsche, 1996). Pero por otro lado, si en vez de reducir el riesgo en base a su nivel objetivo se lo hace en base únicamente a la ansiedad del público, los tomadores de decisión pueden derivar montos de dinero injustificables en función del beneficio real frente a otros riesgos que, objetivamente evaluados, los requieren de modo más prioritario (Fritzsche, 1996).

La evaluación técnica del riesgo será incorporada por la comunidad si tiene para la misma un carácter veraz y emana de un órgano técnico creíble. Por ello, un mecanismo de reforzamiento de la credibilidad de las instituciones técnicas encargadas de determinar el nivel de riesgo a que esta sometida una población (y, eventualmente, como se reduce) es el dar algún tipo de participación en estas evaluaciones a representantes de la comunidad, interesados y/o afectados, que puedan dar fe de la objetividad técnica así como puedan aportar los “saberes y pareceres” de sus representados, generando un sistema de gestión de base más amplia, participativa y democrática que pueda tomar decisiones con mayor nivel de legitimidad. Además, su participación tenderá a disminuir el nivel de ansiedad, permitiendo que se realicen estudios beneficio-costos realistas y racionales a la hora de decidir inversiones para la reducción de los riesgos.

7.8. El rol de la aplicación digital en entorno Excel como desarrollo operativo de la metodología

El software Excel brinda un medio de cálculo basado en funciones diseñadas por el usuario que, automatizadas, puede constituirse fácilmente en el soporte analítico para la ejecución de MC SRS y brindar los resultados tal como los requiere el SIG como insumo para proceder a su mapeo.

Esta aplicación, sustentada en un poderoso lenguaje de programación (VBA), permite apreciar que la planilla de cálculo más popular – Excel – posee las capacidades operativas para realizar estos complejos procedimientos sin necesidad de recurrir a software (como el Crystal Ball - Decisioneering, 2004 - o @Risk - Palisade Corporation, 2004 -) que, si bien son específicos, son onerosos.

El Excel permite elaborar cálculos complejos y automatizables mediante macros, por lo que, sumado al hecho de ser la planilla de cálculo más popular, se constituye en una herramienta a la vez accesible, maleable y potente.

7.9. Posibilidades de la metodología para la gestión de los recursos hídricos

Debido a que el estado debe ser el protector de la salud pública y el medio ambiente, y al hecho que este tipo de problemas se acentúan en las zonas urbanas, el papel de las estructuras de gobierno locales deberían tener cada vez mayor peso en la protección de su propio hábitat. Y los estudios de riesgo espaciales sustentados en un ambiente SIG son herramientas analíticas que bien pueden ser implementadas con esos cometidos, ya que, a diferencia de los NMP, hacen un estudio más exhaustivo y realista de todo el proceso de exposición ya que lo enfoca de un modo más integral, lo que permitiría contar con una herramienta por demás interesante que podría ser aplicada por las administraciones locales.

Ya se ha adelantado que existe un cada vez mayor interés por el desarrollo de modelos que integren el SIG como mecanismo de evaluación del riesgo ambiental con relación al agua subterránea (Hay Wilson, 2000). Un elemento interesante para destacar es su utilidad para los tomadores de decisión, ya que podría proveer mejor información estratégica para brindar soporte en el proceso de diagnóstico y toma de decisiones. Así, es claro el aporte al estudio integral del sistema hídrico de un área en el cual se desee contar con evaluaciones preventivas tales como este tipo de metodologías proveen; por eso, el análisis de riesgo bien puede integrar los SSD.

Lamentablemente, en la Argentina aún no existe un desarrollo técnico de estos temas salvo el reciente planteamiento de niveles guías de calidad de agua para consumo humano por parte de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SRHN, 2003a). Si bien ésto puede ser una herramienta adecuada para los sistemas de administración ambiental locales, básicamente, las municipalidades, este mecanismo evaluativo carece de historia y es, en definitiva, un análisis determinístico cuyo fin es establecer un valor guía.

Por otro lado, la práctica común es el análisis ambiental compartimentalizado, es decir, no integrado. Así, los estudios de contaminación suelen hacerse “fuente por fuente”. Debido al sistema normativo vigente en la provincia de Buenos Aires -leyes de radicación industrial (ley 11459 y decreto N° 1741/96), de protección a las fuentes de provisión y a los cursos y cuerpos receptores de Agua y a la Atmósfera (Ley 5965 y decreto N° 3395/96), ley de residuos especiales (ley 11720 y decreto N° 806/97), o las resoluciones de la ex AGOSBA hoy ETOSS- las evaluaciones ambientales tienden a ejercer el control fuente por fuente, logrando el máximo nivel de integración a nivel de emprendimiento analizando conjuntamente todas las fuentes atribuibles a una única firma. Esto genera un “particionamiento” en el análisis de posibles efectos ambientales conjuntos. El análisis de riesgo, como se vió, puede ayudar a mejorar esta situación. Ya se vió que una metodología como la que se presenta permitiría analizar el impacto sanitario potencial de cualquier sustancia de la que se tenga un valor de referencia de tipo toxicológico. Un análisis de riesgo, ya se dijo, en definitiva, establece las condiciones específicas bajo las cuales una sustancia representa una amenaza no aceptable a la salud (Lyons, 2002), y éstas pueden ser su ubicación en el espacio, la cantidad de población expuesta, la diferencia entre el riesgo para un niño y un adulto, o por la selección de polígonos coincidentes con patrones de búsqueda que el usuario genere. Además, este tipo de estudios permite, también, hacer evaluaciones según escenarios simulados.

Existe hoy cada vez mayor interés en el mundo por conducir análisis de riesgo por la posibilidad de implementarlos “preventivamente”, analizando situaciones potenciales, o integrarlos a modelos más complejos como los de flujo y transporte. El concepto “Toma de Decisiones Basada en el Riesgo” (Risk-Based Decision-Making o RBDM) representa el proceso en el cual, el riesgo asociado a

un contaminante, es tomado como base para la toma de decisiones (Koerner, 1998). En ese sentido es una metodología que puede aportar al Principio de Precaución planteado en la Agenda 21, ya que podría dar respuestas en aquellos casos en que la evidencia científica es insuficiente o posee un alto grado de incertidumbre y, sin embargo, se tiene la presunción que podrían ocurrir efectos ambientales adversos.

En la Argentina, que aún no posee los estudios de riesgo establecidos por normativa, implementar estudios de riesgo, incluso al nivel de certidumbre que se pueda en función del desarrollo de la información científica disponible, poseería el valor de convertirse en herramienta para la toma de decisiones en un contexto de justificación científica no tan certera como se quisiera, pero, sin embargo, ávida de respuestas rápidas.

Por ello, se resalta lo oportuno de este desarrollo tecnológico novedoso en el contexto de la gestión ambiental argentina ya que puede constituirse en un recurso valioso en un contexto de descentralización incipiente, tal como se vislumbra a partir de la normativa ambiental vigente sancionada durante el último decenio en la provincia de Buenos Aires.

Este estudio se enmarca en el contexto de la administración de los recursos hídricos del partido de Azul. La situación actual en cuanto al estado de degradación del recurso hídrico y el estado de imperfecto conocimiento de las posibles consecuencias de ese hecho y, por otro lado, la falta de herramientas claras y concretas para su gestión, son dos elementos que avalan desarrollar una metodología como la propuesta y aplicarla. Sin embargo, la situación imperante en Azul puede ser extrapolada a otros sitios de la Argentina, lo cual permitiría su aplicación a un rango más o menos amplio de situaciones de degradación.

Debido a que, como se dijo, este estudio se plantea en un contexto municipal de gestión, es decir, descontando escasos recursos tanto humanos como materiales, se decidió que el mismo requiriera un mínimo de herramientas informáticas, fuera sencillo en su uso, con alto impacto visual de sus resultados, modesto desde el punto de vista económico, y rápido para la obtención de insumos para la gestión. O sea, una herramienta surgida de una solución de compromiso entre el rigor de su basamento técnico y su valor práctico para la gestión (Ministerio de Medio Ambiente, 1996). Es decir, que adopte la forma de una herramienta sencilla y expeditiva para una comunidad de tamaño medio a chico (hasta 100.000 habitantes) con modestos elementos técnicos de análisis en la órbita burocrática municipal.

Es obvio que muchas de las actividades llevadas a cabo en este trabajo no pueden pensarse en ser llevadas a cabo dentro de entes técnicos municipales (por ejemplo, el manejo estadístico o el uso de herramientas informáticas complejas). Sin embargo, mediando la participación de organismos de Ciencia y Técnica

pueden establecerse nexos entre la gestión y sus actividades I+D, lo cual podría promover un accionar conjunto tal como se realiza en la ciudad de Azul.

Esta aplicación es un paso hacia la sistematización de la información buscando que los elementos que aportan a la caracterización del riesgo sean lo más objetivos y evidentes posibles para el sistema de gestión. Con esto se intenta hacer un aporte superador a las críticas contra las evaluaciones de riesgo sanitario tradicionales, y también para la políticas de descentralización o de una gestión integrada de los recursos hídricos (IDB, 1999; Usunoff y Peluso, 1998; Usunoff et al., 2000; Peluso et al., 2003b; Peluso et al., 2003c).

8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En este capítulo se presentan las conclusiones, limitaciones y recomendaciones derivadas del desarrollo y aplicación de la herramienta metodológica que este trabajo de tesis expone.

8.1. Conclusiones generales

Los estudios probabilísticos y espacializados de riesgo sanitario son metodologías que pueden constituirse en herramientas eficientes para establecer una identificación de niveles de calidad del recurso hídrico en función del uso consuntivo. Este trabajo presenta un esquema metodológico para convertir datos puntuales de concentración de especies químicas en agua sujeta a consumo, en estudios prospectivos del peligro potencial que las mismas entrañan a los individuos expuestos. Y ello utilizando dos recursos informáticos hoy muy accesibles en cualquier ámbito: el principal software de hoja de cálculo (el Excel) y el de SIG (el ArcView).

Si bien su aplicación al caso de la ciudad de Azul mostró niveles de riesgo realmente bajos, refrendado por la epidemiología local de la metahemoglobinemia o las fluorosis, que no muestran casuísticas dignas de destacar, permitió evidenciar que la metodología tiene aplicabilidad directa como herramienta preventiva debido a su estructura modular (permitir analizar cualquier sustancia para la cual exista una Dosis de Referencia o cualquier valor referencia toxicológico, trabajar con sustancias carcinogénicas o no carcinogénicas, evaluar múltiples rutas y escenarios de exposición, etc.), o se vincula a otras herramientas analíticas, como por ejemplo, a los modelos de flujo, o a información selecta (socioeconómica, poblacional, etc). La potencia se maximiza cuando ese conjunto de posibilidades analíticas y comunicacionales se realizan en un entorno SIG gracias a todas las capacidades operativas que los softwares que los manejan ofrecen. Todos estos elementos amplían indudablemente los horizontes de las metodologías de riesgo tradicionales.

En Argentina aún no existe desarrollo en la aplicación de metodologías de análisis de riesgo; por tanto, no existen herramientas analíticas adecuadas a los sistemas de administración ambiental locales habida cuenta de las carencias técnicas con que suelen contar las municipalidades, tanto en equipamiento cuanto en recursos humanos. Resaltando que una metodología de riesgo ambiental puede generar opciones que queden, finalmente, plasmadas en normativas, lo aquí expuesto resulta un aporte interesante para la gestión ambiental municipal aprovechando la cada vez mayor utilización de los entornos SIG.

Un análisis como el aquí presentado rescata la relativa sencillez, la facilidad de operación, el muy bajo costo, y la posibilidad de complejización, potenciado si se cuenta con el apoyo de institutos de Ciencia y Técnica a las municipalidades, tal como se realiza frecuentemente. Si bien no posee toda la robustez de un

desarrollo científico con todos los mecanismos posibles de evaluación (y reducción) de las incertidumbres, de todos modos redundaría en un mecanismo de visualización diagnóstica preliminar de utilidad para la gestión. Puede resultar una buena opción técnica, disponible sin demasiados requerimientos ni tecnológicos ni informativos para evaluar, y también comunicar, el nivel del riesgo, lo cual eventualmente, podría dar pie a decisiones con tanto preventivas como reparadoras.

8.2. Conclusiones específicas

Si bien se han presentado oportunamente conclusiones específicas en distintos apartados de este trabajo de tesis, en esta sección se ofrecerán las que derivan del desarrollo y aplicación de la metodología descripta.

8.2.1. Diseño metodológico

El modelo matemático básico de NRC (1983; 1994) para el cálculo del riesgo brinda un soporte analítico simple y adecuado para cuantificar el riesgo debido a la ingesta de contaminantes en agua de bebida. El desarrollo de niveles máximos permisibles de tipo toxicológico como el RfD, los que se encuentran accesibles por Internet, incrementan el espectro de sustancias a las cuales puede aplicarse este método.

El tratamiento probabilístico de las variables permite cuantificar la incertidumbre en la que se incurre, y, MC resulta una herramienta poderosa y a la vez accesible. Los métodos determinísticos suelen sobrevalorar si se adoptan posiciones muy conservadoras, por ejemplo, el valor máximo que puede adoptar una variable. Por eso, utilizar un valor intermedio de una distribución probabilística de valores, tal el percentil 95, es bastante conservador sin caer en extremos poco realistas.

El análisis particularizado de la incertidumbre y la sensibilidad permitió poner en evidencia posiciones conservativas en el método aplicado. Ejemplo de ello es el caso del rango adoptado como tasa de ingesta para niños, el cual podría estar sobreestimado de acuerdo a consideraciones vertidas en el apartado 4.3.1.4., donde se hacía referencia a que la posible utilización de otras fuentes de ingesta de líquido podría llevar a reducir a un tercio el riesgo en niños.

La información de la que se dispone contiene una alta dispersión (el caso más importante es el del registro histórico del nitrato en el agua de red). Si bien se podría poner en duda la calidad de los mismos, son los datos reales en base a los cuales toma hoy las decisiones el órgano de gestión.

Considerando el set de asunciones dadas normalmente en las operatorias tradicionales del análisis de riesgo, y atendiendo a que una práctica común para la gestión es adoptar posiciones determinísticas y conservativas, que suelen asumir

un nivel de error a veces importante, la aplicación del método probabilístico espacializado tal como en este trabajo se ha descrito asume un nivel de error aceptable y, también, explícito. Esto último es importante ya que permite realizar revisiones específicas de apartados concretos del método para intentar reducirlos, si es que el operador así lo cree necesario.

El software Excel brinda un medio de cálculo basado en funciones diseñadas por el usuario que, automatizadas, puede constituirse fácilmente en el soporte analítico para la ejecución de MC secuencialmente.

Implementar el análisis de riesgo espacializado amplía la base informativa para la toma de decisiones y no incurre en las críticas a las estimaciones de riesgo puntuales. La espacialización de las concentraciones por medio de técnicas geoestadísticas (kriging) si bien es un proceso que tiene cierta complejidad y, tal cual se presenta, depende de la utilización de un software específico para efectuarlo, de todos modos puede lograrse un buen nivel de conectividad de modo que los resultados de la interpolación rápidamente se convierten en insumos de procedimientos analíticos posteriores.

El software ArcView es un soporte informático fácilmente utilizable y adecuado para realizar la espacialización final de los niveles de riesgo, sobre todo si se desea que la información resulte poligonizada. La conectividad que se logra entre Excel y Surfer es un punto muy importante pues permite recuperar la información y, por ejemplo, sumarla para pasar de información vectorial puntual a poligonal.

Manejar la información poligonizada y dentro del entorno de un SIG redonda en un aporte importante para la gestión. No sólo debido a su facilidad de operación, la potencialidad analítica y la excelente comunicabilidad de los resultados, sino también, tal como se vio, porque permite distintas aplicaciones para la planificación urbana. Esto es interesante de destacar debido al crecimiento del número de municipios que hoy cuentan con SIGs vinculados a catastros, la zonificación urbana, al desarrollo estratégico, etc.

Si bien este trabajo se centró en el desarrollo de un estudio sobre el riesgo ocasionado por especies químicas no carcinogénicas accesibles a un individuo a partir de la exposición mediante la ingesta de agua, se ha aclarado que con relativamente pocas adecuaciones puede ampliarse el estudio a otras especies, incluso carcinogénicas, y por otras rutas (por ejemplo, por contacto dérmico o por ingesta alimentaria) o escenarios de exposición (escenario laboral, recreativo o escolar –estos dos últimos analizados). Además, se promueve el análisis de riesgo conjunto al considerar más de una especie riesgosa.

8.2.2. Aplicación del modelo

La aplicación de la metodología sobre especies como los nitratos y fluoruros, si bien no pueden considerarse de las de mayor toxicidad, compensan el nivel de pertinencia al tratarse de especies ubicuas que generan verdaderas problemáticas sanitarias en varias regiones del territorio nacional y del mundo, y que, como en este caso, aparecen conjuntamente.

Acompañar el estudio de riesgo con un análisis de incertidumbre permite contar con un mayor nivel de garantía sobre la validez de la información que se maneja a nivel de toma de decisiones. Por otro lado, los estudios de sensibilidad identifican las variables más importantes en la constitución del valor final del riesgo.

Llevar a cabo los estudios de riesgo acompañados por información de tipo socioeconómica y/o poblacional permite desarrollar un análisis en un contexto mayor, lo cual puede ser muy valuable de cara a la gestión. Lo mismo puede decirse de anexarlo a otro tipo de estudios tal los modelos de flujo y transporte, como se presentó; esto amplía la base informativa con que pueden contar los tomadores de decisión.

8.3. Limitaciones del desarrollo

El trabajo realizado muestra distintos puntos que pueden constituirse en limitaciones. En principio, el estudio es muy dependiente de la cantidad (y calidad, obviamente) de los datos de concentración de las sustancias sobre las que se estima el riesgo. Cuanto mayor sea el volumen de datos debería incrementarse el nivel de precisión, por ejemplo, a la hora de reducir la serie a un valor representativo. También se necesita que cada punto de toma de muestra esté georreferenciado.

Otro aspecto que debe ser resaltado es que por una cuestión de simplificación se asumieron siempre que las distribuciones de valores respondían a una distribución teórica de tipo normal, aunque se analizó la incertidumbre que ello implicó para el método. Más allá del análisis de la incertidumbre que arrojó esta decisión, analizada el apartado 4.3.1., existen estudios que plantean que, por ejemplo, las tasas de ingesta de ciertos grupos de riesgo responden a una distribución de tipo lognormal (Burmater, 1998), y lo mismo ocurre con la distribución del peso en la población norteamericana (Burmater y Crouch, 1997). Esto quiere significar que un aspecto interesante que rescata este estudio es la necesidad de contar con valores realistas y ajustados de todos los elementos intervinientes en la definición del escenario de exposición.

Por otro lado, el modelo es muy dependiente de contar con un mapa base adecuado. De acuerdo al nivel de complejidad del tejido urbano, realizar un mapa base puede resultar una actividad altamente demandante de tiempo y dinero,

aunque muchas comunas ya lo poseen en un formato compatible con el que este trabajo requiere.

Este desarrollo necesita un cierto nivel de equipamiento informático (una PC de capacidad media con al menos 128 Mb de RAM, y el software de trabajo mencionado). Así, por ejemplo, la estimación del MC con el Excel para 5.000 iteraciones a los casi 2.000 polígonos demandó varias horas (de 4 a 5) de cálculo contando con una Pentium II de 333 Mhz con 256 Mb de RAM.

La aplicación digital no ha alcanzado aún un nivel de desarrollo mínimo adecuado para su distribución y uso por terceros. Se detectan ciertas falencias en cuanto a la velocidad del procedimiento, al menú operativo (realiza cálculo monosustancia y para no carcinogénicas únicamente, no puede setearse desde afuera el número de iteraciones que se desean realizar con MC SRS, la exposición asume un escenario residencial y agudo únicamente, y las distribuciones se consideran normales, no permite graficar sino utilizando el menú propio de Excel), etc.

Al realizarse algunas operaciones dentro y entre los softwares mencionados, se requiere un cierto nivel de manejo informático. Otra limitante radica en el manejo estadístico y geoestadístico en general y en la aplicación de krigging en particular. Así, por ejemplo, el manejo de los parámetros y modelos de los variogramas así como de la grilla de interpolación requiere de una base de conocimiento importante del medio donde se aplicará el modelo y de habilidades por parte del operador. Por ello se ha planteado que la integración de los órganos de gestión con centros I+D es una política importante de implementar que ampararía la calidad técnica de desarrollos como el que este trabajo propone.

En la medida en que el estudio no se acople a modelos hidrológicos dinámicos (tal el de flujo y transporte presentado en el trabajo) el análisis de riesgo es una fotografía de la situación en un momento particular, válido en tanto y en cuanto permanezcan las condiciones asumidas. Por ejemplo, el proceso de reducir la serie histórica de valores de concentración a un único valor implica asumir incertidumbre que, si no es debidamente clarificada, puede brindar una falsa sensación de precisión.

El modelo arrastra otras numerosas incertidumbres, por ejemplo, el asumir Tasas de Ingesta y Peso Corporal que, si bien tratan de ser lo más realistas posibles, no derivan de estudios específicos para el medio donde se realiza el trabajo. Otra fuente importante de incertidumbres es asumir que la calidad de agua de los pozos profundos de captación representa la verdadera calidad del agua que se consume en los hogares de cualquier punto del área servida. Este trabajo asume que la interpolación que brinda el modelo de krigging universal es una buena representación de las mezclas generadas por una red de cañerías de

distribución anastomosada de la cual no existen planos completos ni siquiera en las dependencias oficiales encargadas de su construcción y mantenimiento.

8.4. Recomendaciones

El trabajo desarrollado representa, en realidad, los pasos iniciales del diseño y aplicación de modelos espacializados para el cálculo del riesgo ambiental por contaminantes en el agua de bebida. Por lo tanto, es mucho lo que puede realizarse de aquí en más.

En principio, iniciar estudios más profundos de las variables principales que participan del proceso de exposición a nivel local (tasa de ingesta, peso corporal). Posteriormente, potenciar la metodología abarcando a las sustancias carcinogénicas, estudiar otras rutas (contacto dérmico), otros medios (aguas superficiales) y otros escenarios (recreativo).

Por otro lado, a los fines de minimizar la pericia informática necesaria para un operador del sistema, se debería apuntar a la integración y/o simplificación de tareas de los diversos softwares. Así, por ejemplo, mejorar la potencia y capacidades de la aplicación digital desarrollada tendiendo a desarrollar un producto autónomo que, tomando los datos exportados del ArcView, realice MC SRS automáticamente para devolverlos al SIG.

Dentro del ArcView, también existen posibilidades de facilitar la operatividad del sistema modificando la interfaz gráfica de usuario, o, directamente, programando scripts en Avenue.

Como recomendación a más largo plazo, y con el consabido apoyo de programadores informáticos, se podría estudiar la posibilidad de desarrollar un software totalmente autónomo basado en un SIG.

9. BIBLIOGRAFÍA

1. A.D.L.A., 1971 (Anales de la Legislación Argentina), Decreto 2126/71 de la Ley 18284/69, sobre el Código Alimentario Nacional. A.D.L.A. XXXI-C, pág. 3223 y ss.
2. A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F., 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Análisis de aguas potables y residuales. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. Ediciones Diaz de Santos, S.A.
3. Abrahamsson M., 2002. Uncertainty in Quantitative Risk Analysis. Characterization and Methods of Treatment. Report 1024, Lund University, Sweden.
4. ACS, 2001. The Risk Thesaurus. American Chemistry Society. Consultado en el Word Wide Web el 6/10/03 en <http://www.acs.org/pafgen/riskadv/thesaur2.htm>
5. Apeland, S., Aven, T., Nielsen, T., 2002. Quantifying Uncertainty under a predictive, epistemic approach to risk analysis. Reliability Engineering and System Safety 75(2002): 93 –102
6. ASCE. 1998. Sustainability Criteria for Water Resources Systems. American Society of Civil Engineers, UNESCO/PHI IV Project M-4.3, Reston, Virginia, 253 p.
7. Baird S., Cohen J., Graham J., Shlyakhter A., Evans J., 1996. Non cancer risk assessment. A probabilistic alternative to current practice. Human and Ecological Risk Assessment 2: 79 – 102.
8. Barnes, D., 1988. Reference Dose (RfD): Description and Use in Health Risk Assessment. Regulatory Toxicology and Pharmacology 8, 471-486.
9. Baron J., Hershey J.C., Kunreuther H., 2000. Determinants of Priority for Risk Reduction: the role of worry. Risk Analysis Vol. 20 (4) 413 - 428
10. Bogen K. T., 1990. Uncertainty in Environmental Health Risk Assessment. Garland Publishing, Inc., New York.
11. Burmaster, D. E. and Wilson, A. 1996. An Introduction to Second-Order Random variables in Human Health Risk Assessments. Human and Ecological Risk Assessment 2(4):892-919(1996)
12. Burmaster, D.E. and L.R. Bloomfield, 1996. Mathematical Properties of the Risk Equation When Variability is Present, Human and Ecological Risk Assessment, 2(2):348-355.
13. Burmaster, D.E., 1996. Benefits and Costs of Using Probabilistic Techniques in Human Health Risk Assessments -- With an Emphasis on

- Site-Specific Risk Assessments. *Human and Ecological Risk Assessment*, 2(1):35-43.
14. Burmaster, D.E., 1998. LogNormal Distributions for Total Water Intake and Tap Water Intake by Pregnant and Lactating Women in the United States. *Risk Analysis*, 18(2):215-219.
 15. Burmaster, D.E., Crouch, E.A.C., 1997. LogNormal Distributions for Body Weight as a Function of Age for Males and Females in the United States, 1976-1980, *Risk Analysis*, 17(4):499-506.
 16. Burrough, P. A. 1986. *Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment*. Oxford University Press. 194 págs.
 17. Calow P. Ed., 1998. *Handbook of Environmental Risk Assessment and Management*. Blackwell Science Ltd. 590 p.
 18. Carpenter D., Arcaro K., Bush B., Niemi W., Pang S., Vakharia D., 1998. Human Health and Chemical Mixtures: An Overview. *Environ Health Perspect* 106 (Suppl 6):1263-1270 (1998). Se consulta en <http://ehpnet1.niehs.nih.gov/docs/1998/Suppl-6/1263-1270carpenter/abstract.html>
 19. Cartwright W., Crampton J., Gartner G., Miller S., Mitchell K., Siekierska E., Wood J., 2001. Geospatial Information Visualization User Interface Issues. *Cartography and Geographic Information Science* Vol. 28, No. 1: 1 – 19.
 20. Carver S., 1991. Integrating Multicriteria Evaluation with Geographical Information Systems. *International Journal of Geographical Information Systems* 5 (1991) 321 – 339.
 21. Casman E. A., Morgan G., Dowlatabadi H., 1999. Mixed Levels of Uncertainty in Complex Policy Models. *Risk Analysis*, Vol. 19, No. 1.
 22. CEAL, 2004. Comunicación personal de representante técnico de la Cooperativa Eléctrica Azul Limitada (CEAL), sección Servicios Sanitarios.
 23. Cendrero A., 1997. Riesgos Naturales e Impacto Ambiental. En M. Villaverde y R. Tébar Coord. *La Interpretación de la Problemática Ambiental: Enfoques Básicos II*. Ed. Fundación – Empresa, Madrid. 315 p.
 24. Chan, G.S., Scafe M., Emami, S. (1992). Cemeteries and Groundwater: An Examination of the Potential Contamination of Groundwater by Preservatives Containing Formaldehyde. Report. Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment, 11p.
 25. Connecticut Department of Environmental Protection, 2000. Site Characterization Guidance Document. Calculating the 95% Upper Confidence Level (UCL), Bureau of Water Management, Consultado en el Word Wide Web el 06/10/03 en <http://www.epoc.org/pdfs/95%UCLii.pdf>

26. Cranor C., 1995. Some generic strategies for addressing uncertainty in risk assessment. In: Assessing and Managing Health Risks from Drinking Water Contamination: Approaches and Applications, IAHS. Publ. 233, 195 – 207
27. CRARM, 1997. Risk Assessment and Risk Management in Regulatory Decision-Making. Presidential /Congressional Commission on Risk Assessment and Risk Management, U.S.A. Final Report. Volume 2. 169 p.
28. Crouch E., Lester R., Lash T., Armstrong S., Green L., 1995. Report to the Comisión on Risk Assessment and Risk Management: Health Risk Assessment. Cambridge Environmental Inc., 80 p.
29. Crovelli R., 1995. Environmental Probabilistic Quantitative Assessment Methodologies. Computers & Geosciences Vol. 21, No. 8, pp. 971-984.
30. Dawoud A., Purucker S., 1996. Quantitative Uncertainty Analysis of Superfund Residential Risk Pathway Models for Soil and Groundwater: White Paper. Environmental Restoration Risk Assessment Program, Lockheed Martin Energy Systems, Inc. Oak Ridge, Tennessee 37831
31. De la Canal y Asociados S.R.L., 1994. Modificatoria del Art. 982 (Res. Ministerio de Salud y Acción Social del 07/07/94). Código Alimentario Actualizado, Capítulo XII, 331.
32. De Pablo, C. L., Nicolás, J. C., y Pineda, F. 1983. Diseño de un sistema de Información para la Planificación Ambiental. Informe del Equipo Coordinador 1. Dirección General de Medio Ambiente, Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, Madrid, España.
33. Decisioneering, 2004. Crystal Ball software.
34. Dent, B. B., Knight, M. J. K. (1998). "Cemeteries: A special kind of landfill". Proceedings of the International Association of Hydrogeologists Conference on Groundwater Sustainable Solutions, Melbourne, Australia, February 8-13, 1998.
35. Di Mauro C., Hoogerwerf M., Sinke A., 2000. A GIS-Based Risk Assessment Model: Application on Sites Contaminated by Chlorinated Solvents and Petroleum Hydrocarbons (BTEX). GIS/EM4 Nro 168. 4th International Conference on Integrating GIS and Environmental Modelling (GIS/EM4): Problems, Prospects and Research Needs. Banff, Alberta, Canadá, 2000.
36. Eisenberg A., Baron J., Seligman M., 1998. Individual differences in risk aversion and anxiety. Consultado en la World Wide Web el día 15/03/03 en <http://www.sas.upenn.edu/~baron/amyold.html>
37. ESRI, 1996a. Using ArcView GIS. Environmental Systems Research Institute, Inc. U.S.A. 340 p.

38. ESRI, 1996b. Using Avenue. Customization and Application Development for ArcView GIS. Environmental Systems Research Institute, Inc. U.S.A. 239 p.
39. Fabiani L., Leoni V., Vitali M., Parafati M., Rodolico S., Cremisini C., 1995. Fluoride in water as a protective factor for bone fracture: preliminary data of an epidemiological study in Italy. In Reichard E. & G. Zapponi Assessing and Managing Health Risks from Drinking Water Contamination: Approaches and Applications. IAHS Publication N° 233, 337 p.
40. Fedra K., 1998. Integrated Risk Assessment and Management: Overview and State-of-the-Art. Journal of Hazardous Materials 61 (1998): 5 – 22.
41. Feron V., Cassee F., Groten J., 1998. Toxicology of Chemical Mixtures: International Perspective. Environ Health Perspect 106(Suppl 6):1281-1289 (1998). Se consulta en <http://ehpnet1.niehs.nih.gov/docs/1998/Suppl-6/1281-1289feron/abstract.html>.
42. Fritzsche A. F., 1996. The Moral Dilemma in the Social Management of Risks. Risk: Health, Safety and Environment, vol. 7:291
43. García, L., 1998 Strategy for integrated water resources management. Technical Study N° ENV-125, Inter-American Development Bank, Washington, D.C., 36 p.
44. Gocalves Gomes E., Pereira Estellita Lins M., 2002. Integrating geographical information systems and multi-criteria methods: A case study. Annals of Operations Research 116, 243– 269.
45. Golden Software Inc., (1999). Surfer (Surface Mapping System) 7.00.
46. Goovaerts P., 1997. Geostatistics for Natural Resources Evaluation. Applied Geostatistics Series. Oxford University Press, Inc. 483 p.
47. Gray, N., Gudiño, M., 1993. Metodología para organizar un Sistema de Información Ambiental. La experiencia del CIFOT. Revista Interamericana de Planificación. Vol. XXVI. N° 103. San Antonio, Texas. 100-124.
48. Hammond J. S., Hoffman F. O., Bartell S. M., 1994. An Introductory Guide to Uncertainty Analysis in Environmental and Health Risk Assessment. Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy. ES/ER/TM-35/R1
49. Hay Wilson L., 2000. A Spatial Environmental Risk Assessment Methodology for Risk-Based Decision Making at Large, Complex Facilities. PhD dissertation. The University of Texas at Austin, U.S.A. 417 p. Consultado en el Word Wide Web el 06/04/02 en <http://www.ce.utexas.edu/centers/crwr>
50. Hay Wilson L., Chabeneau R., Maidment D., 2000. A Spatial Environmental Risk Assessment Methodology for Risk-Based Decision Making at Large, Complex Facilities. University of Texas at Austin, Department of Civil

Engineering, Austin, Texas. Consultado en el Word Wide Web el 06/04/02
<http://www.ce.utexas.edu/centers/crwr>

51. Health Canada, 1997. Health and Environment. The Health and Environment Handbook for Health Professionals. The Great Lakes Health Effects Program, Health Canada and Public Health Branch, Ontario Ministry of Health. 180 p.
52. Helton J.C., Davis F.J., 2001. Illustration of Sampling-Based Methods for Uncertainty and Sensitivity Analysis. Document 0001. Sandia National Laboratories, Albuquerque, USA. 57 p.
53. IDB., 1999. Integrated Water Resources Management: Institutional and Policy Reform. Proceedings of the Workshop of Port of Spain Trinidad Tobago (June 24-27, 1997). Environment Division, Social Programs and Sustainable Development Department, Inter-American Development Bank, Washington, D.C., 231 p.
54. IHLLA, 2000. Avance metodológico para el tratamiento de los recursos hídricos en una cuenca de llanura. Proyecto CIC-UNCPBA, Informe Final. Instituto de Hidrología de Llanuras, Azul, Argentina.
55. IHLLA, 2003. Sistema de soporte para la gestión eficiente de los recursos hídricos en la llanura bonaerense. Proyecto CIC-UNCPBA, Informe Final. Instituto de Hidrología de Llanuras, Azul, Argentina.
56. Iman R. L., 1990. Methods Used in Probabilistic Risk Assessment for Uncertainty and Sensitivity Analysis, En L. A. Cox, Jr. and P. F. Ricci ed. New Risks Issues and Management, Plenum Press, NY, p. 423-430.
57. Iman R. L., 1999. Latin Hypercube Sampling. Wiley Encyclopedia of Statistical Sciences, Update Vol 3, 408-411.
58. Iman, R. L. and Helton, J. C., 1988. An investigation of uncertainty and sensitivity analysis techniques for computer models. Risk Analysis, 8(1):71-90.
59. INDEC, 1998. Censo Nacional de Población, Hogares y Vivienda 1991 por Frecuencias y Radios Censales para la ciudad de Salliqueló. Información en soporte informático. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos.
60. Isaaks E., Srivastava M., 1989. An Introduction to Applied Geostatistics. Oxford University Press, Inc. 561 p.
61. ITC, 1998. ILWIS software 2.1 for Windows. Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences.
62. Kalberlah F., Schneider K., Schuhmacher-Wolz U., 2003. Uncertainty in Toxicological Risk Assessment for Non-carcinogenetic Health Effects. Regulatory Toxicology and Pharmacology 37 (2003): 92 – 104.
63. Keeny R.L., Raiffa H., 1976. Decision with Multiple Objectives. Preferences and Values Tradeoff. John Wiley & Sons., Inc.

64. Kim J., Hay Wilson, L., Maidment D., 2000. Developing Spatial Environmental Models for Risk-Based Decision Making. Master Thesis. University of Texas at Austin, Department of Civil Engineering, Austin, Texas. Consultado en el Word Wide Web el 06/04/02 en <http://www.ce.utexas.edu/centers/crwr>
65. Koerner, L., 1998. Development of a Site Conceptual Model Using a Relational Database. Master Thesis. University of Texas at Austin, Department of Civil Engineering, Austin, Texas. Consultado en el Word Wide Web el 06/04/02 en <http://www.crwr.utexas.edu/SIG/SIGenv98/library/koerner>
66. Korre A., Durucan S., Koutroumani A., 2002. Quantitative-spatial assessment of the risks associated with high Pb loadings in soils around Lavrio, Greece. *Applied Geochemistry* 17 (2002): 1029 – 1045.
67. Lavakare A., 2002. SIG and Risk Assessment, Consultado en el Word Wide Web el 16/11/02 en el sitio SIG Development.net, accessible en <http://www.gisdevelopment.net/application/miscellaneous/misc010.htm>
68. Lerner, J. S., & Keltner, D., 2001. Fear, anger, and risk. *Journal of Personality & Social Psychology*, 81(1), 146-159.
69. Lininger C., Warwick D., 1978. La Encuesta por Muestreo: Teoría y Práctica. Compañía Editorial continental S.A., C.E.C.S.A., 405 p.
70. Lucas, H. D. 1983. Conceptos de los Sistemas de Información para la Administración. Madrid: McGraw Hill.
71. Lyons, K., 2002. Definition of Contaminant in Risk-Based Corrective Action. Accesible en Internet en la Homepage of the U.S. EPA, Office of Underground Storage Tanks; consultado en el Word Wide Web el 17/11/02 en: <http://www.epa.gov/swrust1/rbdc/defin.htm>
72. Marques Silva, L., 1998. Cemiterios: fonte potencial de contaminação dos aquíferos livres. Memorias del IV Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea, volumen 3: 667 – 681.
73. McDonald, M. y A. Harbaugh. 1988. MODFLOW, A modular three-dimensional finite difference ground-water flow model. U. S. Geological Survey, Open-File Report 83-875, Chapter A1, Washington, DC.
74. Microsoft Corporation, 1985-1999. Microsoft © Excel 2000 (9.0.2812). Product Id: 51101 – 007 – 3223434 – 02502.
75. Ministerio da Ciencia e Tecnología, 2002. SPRING, Sistema de Processamento de Informacoes Georeferenciadas, página web del Instituto Nacional de Investigaciones Espaciales de Brasil, consultado el 17/11/02 en <http://www.dpi.inpe.br/spring/espanhol/index.htm>
76. Ministerio de Medio Ambiente de España, 1996. Indicadores Ambientales. Una propuesta para España. Serie Monografías, 146 p.

77. Molak V. Ed., 1997. Fundamentals of Risk Analysis and Risk Management. CRC.Lewis Publishers. 472 p.
78. Moschandreas, D.J. , Karuchit, S., 2002. Scenario–model–parameter: a new method of cumulative risk uncertainty analysis. Environment International 28 (2002) 247– 261
79. Nerb, J., Spada H., & Lay, K., 2001. Environmental Risk in the media: Modeling the reactions of the audience. Research in Social Problems and Public Policy, 9, 57-85.
80. NRC, 1983. Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process. National Research Council. National Academic Press, Washington DC.
81. NRC, 1989. Drinking Water and Health. Selected Issues in Risk Assessment. National Research Council. National Academic Press, Washington DC., 268 p.
82. NRC, 1994. Science and Judgement in Risk Assessment. National Research Council. National Academic Press, Washington DC., 672 p.
83. O.M.S. -Organización Mundial de la Salud- O.P.S. -Organización Panamericana de la Salud, 1985. Guías Para la Calidad del Agua Potable. Publicación científica n° 481, vol. 1, 136 p.
84. Oficina del PNUD en Argentina, 2003. Informe sobre Desarrollo Humano en la Provincia de Buenos Aires 1996. Consultado en el Word Wide Web el 20/07/03 en http://www.desarrollohumano.org.ar/IDHArgentina/96_ba/96_ba.html
85. Pacheco, A., Mendes, J.M., Martins, T., Hassuda, S. and Kimmelman, A. (1991). "Cemeteries - A potential risk to groundwater". Water Science and Technology, 24: 97-104.
86. Palisade Corporation, 2004. @Risk 4.5 software.
87. Peluso F., Gonzalez Castelain J., 2002. Evaluación de impacto ambiental al establecimiento Parque Centenario S.A. 65 p.
88. Peluso F., Gonzalez Castelain J., Usunoff E., 2001. Simple Methodology for Assessing Groundwater - Related Environmental Risk In Salliqueló Town, Argentina. Journal of Environmental Hydrology, Paper 5, vol. 9.
89. Peluso F., Usunoff E., 1997. Perception analysis on the water resources quality in Azul, Buenos Aires province, Argentina. Journal of Environmental Hydrology vol.5, paper 6: 1 - 9.
90. Peluso F., Usunoff E., 2002. Aplicación del software SADA en estudios de riesgo ambiental sobre recursos hídricos. Gerencia Ambiental 9 (86): 398 - 401.

91. Peluso F., Usunoff E., Entraigas I., 2003. Integración de parámetros socioeconómicos en estudios espaciales de riesgo sanitario mediante el uso de herramientas multicriterio. *GeoFocus*, nº 3, pp. 186 - 198.
92. Peluso F., Usunoff E., González Castelain J., 2003a. Metodología de análisis del riesgo de los recursos hídricos usados con fines recreativos. Caso del Arroyo del Azul, Argentina. *Cuadernos del CURIHAM*, vol. 9: 1 – 7.
93. Peluso F., Usunoff E., González Castelain J., 2003b. El Análisis de Riesgo a la Salud como Monitor de la Calidad de los Recursos Hídricos Usados con Fines Consuntivos. *Memorias del I Seminario Hispano-Latinoamericano Sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea*, Tomo 2: 415 – 421.
94. Peluso F., Usunoff E., González Castelain J., 2003c. Análisis de Riesgo Espacial a la Salud por Fluoruro y Nitrato en el Agua de Bebida de la Ciudad de Azul, Argentina. *Cuadernos del CURIHAM* vol. 9(2): 133 – 138.
95. Romanek A., 1999. Building the Foundation for Environmental Risk Assessment at the Marcus Hook Refinery Using Geographic Information Systems. Master Thesis. University of Texas at Austin, Department of Civil Engineering, Austin, Texas. Consultado en el Word Wide Web el 06/04/02 en <http://www.ce.utexas.edu/centers/crwr>
96. Romero, C. 1993. La Teoría de la Decisión Multicriterio: Conceptos, Técnicas y Aplicación. Ed. Alianza, Madrid, España
97. Samper Calvete F., Carrera Ramirez J., 1990. Geoestadística. Aplicación a la Hidrología Subterránea. Centro Internacional de Métodos Numéricos en Ingeniería. Universidad Politécnica de Catalunya, 484 p.
98. Sanchis Moll E., 1991. Estudio de la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas de la provincia de Valencia. Origen, Balance, evolución espacial y temporal. Tesis Doctoral. Graficuatre, S.L., 332 p.
99. Sandman P., 1994. Mass Media and Environmental Risk: Seven Principles. *Risk: Health, Safety and Environment*, vol. 5: 251 – 260. Consultado en el Word Wide Web el 08/09/02 en <http://www.fplc.edu/RISK/vol5/summer/sandman.htm>
100. Sandman P., Weinstein N., Hallman W., 1998. Communication to Reduce Risk Underestimation and Overestimation. *Risk Decision and Policy* 3 (2), 93–108.
101. Slovic P., 1987. Perception of risk. *Science* 236: 280 – 285.
102. Slovic P., 1999. Trust, Emotion, Sex, Politics, and Science: Surveying the Risk-Assessment Battlefield. *Risk Analysis* 19 (4): 689 – 701.
103. Slovic P., Finucane M., Peters E., MacGregor D., 2002a. Risk as Analysis and Risk as Feelings: Some Thoughts about Affect, Reason, Risk, and

- Rationality. Annual Meeting of the Society for Risk Analysis, New Orleans, Louisiana, December 10, 2002.
104. Slovic, P., Finucane, M. Peters, E., MacGregor, D., 2002b. The affect heuristic. In T. Gilovich & D. Griffin & D. Kahneman (Eds.), *Heuristics and biases: The psychology of intuitive judgment* pp. 397-420. New York: Cambridge University Press.
 105. Smith E., 2002. Uncertainty analysis. *Encyclopedia of Environmetrics* Vol. 4: 2283–2297.
 106. Spongberg, A.L., P. Becks, 2000a. "Organic Contamination in Soils Associated with Cemeteries". *Journal of Soil Contamination* 9(2):87-97.
 107. Spongberg, A.L., P. Becks., 2000b. Inorganic Soil Contamination from Cemetery Leachate. *Water, Air and Soil Pollution* 117:313-327.
 108. SRHN, 2003a. Metodología para el Establecimiento de Niveles Guía de Calidad de Agua para fuentes de Provisión para consumo Humano. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. Se consulta en la WEB en <http://www.obraspublicas.gov.ar/hidricos/documentos/calidad/metodologia1.pdf>
 109. SRHN, 2003b. Marco Conceptual de Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua Ambiente. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. Se consulta en la WEB en: http://www.obraspublicas.gov.ar/hidricos/documentos/calidad/marco_conceptual.pdf
 110. Standards Australia and Standards New Zealand, 1999. Risk Management AS/NZS 4360:1999, Hornebush, NSW.
 111. Steel R., Torrie J., 1988. *Bioestadística: principios y procedimientos*. Mc Graw Hill. México.
 112. Susheela A. K., 1995. Epidemiological studies of health risk from drinking water naturally contaminated with fluoride. In Reichard E. & G. Zapponi *Assessing and Managing Health Risks from Drinking Water Contamination: Approaches and Applications*. IAHS Publication N° 233, 337 p.
 113. Susheela K., Gourisankar G., 2000. Fluorosis management in India: the impact due to networking between health and rural drinking water supply agencies. In Reichard y otros Ed. *Interdisciplinary Perspectives on Drinking Water Risk Assessment and Management*. IAHS Publication N° 260, 177 p.
 114. Suter II G., 1990. Uncertainty in environmental risk assessment. In Von Furstenberg Ed. *Acting Under Uncertainty: Multidisciplinarity Conceptions*. Kluwer Academic Publishers.

115. Suter II G., 2003, guest editor. Framework for Integration of Human and Ecological Risk Assessment. Human and Ecological Risk Assessment vol. 9 (1): 267 – 388.
116. Synger E., Endreny P., 1994. Reporting on Risk: How the Mass Media Portray Accidents, Diseases, Disasters and Other Hazards. Risk: Health, Safety and Environment, vol. 5: 261 – 266.
117. Tebbutt T.H.Y., 1983. Relationship between natural water quality and health. Technical Documents in Hidrology. International Hydrological Programme. UNESCO, 25 p.
118. Thompson K., 2002. Variability and Uncertainty meet Risk Management and Risk Communication. Risk Analysis 22(3):647 – 654.
119. Thompson K., Graham J., 1996. Going Beyond the Single Number: Using Probabilistic Risk Assessment to Improve Risk Management. Human and Ecological Risk Assessment vol. 2 (4): 1008 – 1034.
120. Troy Tucker W., Ferson S., 2003. Probability Bounds Analysis in Environmental Risk Assessments. Applied Biomathematics Report. 63 p.
121. University of Tennessee, 2002. SADA (Spatial Analysis and Decision Assistance. Consultado en el Word Wide Web el 13/04/02 en <http://www.tiem.utk.edu/~sada>
122. UOC, 2003. Simulación de Monte Carlo con Excel. Proyecto e-Math. Se consulta en <http://www.uoc.edu>.
123. USEPA, 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund Volume 1: Human Health Evaluation Manual. EPA/540/1-89/002.
124. USEPA, 1992a. Guidelines for Exposure Assessment. Environmental Protection Agency. Fed. Reg. 57:22888 – 22938.
125. USEPA, 1992b. Supplemental Guidance to RAGS: Calculating the Concentration Term. Intermittent Bulletin. Volume 1 Number 1. Publication 9285.7-081.
126. USEPA, 1992c. Dermal Exposure Assessment: Principles And Applications. Environmental Protection Agency. EPA/600/8-91/011B
127. USEPA, 1994. Risk Assessment: Technical Guidance Manual. Use of Monte Carlo Simulation in Risk Assessments. Hazardous Waste Management Division, Office of Superfund Programs. Philadelphia. EPA 903-F-94-001.
128. USEPA, 1996. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. Environmental Protection Agency. NCEA-F-0644
129. USEPA, 1997a. Exposure Factor Handbook. Environmental Protection Agency. USEPA/600/P-95/002.

130. USEPA, 1997b. Lognormal Distribution in Environmental Applications. Office of Research and Development, and Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington D.C.. EPA 540/R-96/018.
131. USEPA, 1997c. Guiding Principles for Monte Carlo Analysis. Risk Assessment Forum, Washington D.C. EPA/630/R-97/001.
132. USEPA, 1999a. Guidance for Conducting Health Risk Assessment of Chemicals Mixtures. Environmental Protection Agency. NCEA-C-0148
133. USEPA, 1999b. Proposed Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. Environmental Protection Agency. EPA/600/P-92/003C.
134. USEPA, 1999c. Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment. Environmental Protection Agency, Draft, en <http://www.epa.gov/superfund/programs/risk/>
135. USEPA, 2000a. Risk Characterization Handbook. Environmental Protection Agency, USEPA 100-B-00-002 Science Policy Council, Washington D.C.
136. USEPA, 2000b. Estimated per Capita Water Ingestion in the United States. USEPA-822-R-00-006. Office of Water, Washington D.C.
137. USEPA, 2002a. IRIS (Integrated Risk Information System). Consultado en el Word Wide Web el 12/08/02 en <http://www.epa.gov/iris>
138. USEPA, 2002b. Calculating Upper Confidence Limits for Exposure Point Concentrations at Hazardous Waste Sites. OSWER 9285.6-10. Office of Emergency and Remedial Response. Washington D.C.
139. USEPA, 2003. Pro-UCL 2.1. User Guide. Disponible en <http://www.epa.gov/nerlesd1/tsc/images/guide.pdf>
140. Usunoff E., Peluso F., 1998. Análisis de la propuesta de regulación de los recursos hídricos en la provincia de Buenos Aires, Argentina. Cuadernos del Curiham vol. 4, pág. 1-12.
141. Usunoff E., Peluso F., González Castelain J., Miranda M., 2000. Hacia la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. Actas de 1st. Joint World Congress on Groundwater, Brasil.
142. Usunoff E., Varni M., 1995. Hidrología de los sectores alto y medio de la cuenca del arroyo Azul. Proyecto CIC-UNCPBA, Informe Final. Instituto de Hidrología de Llanuras, Azul, Argentina.
143. Van Haaren, F. W. J., 1951. "Cemeteries as sources of groundwater contamination". American Institute of Chemical Engineering. Water 35 (16): 167-172.

144. Verdonck F., 2003. Geo-Referenced Probabilistic Ecological Risk Assessment. Tesis Doctoral en Applied Biological Sciences: Environmental Technology. Universiteit Gent, Belgium. 201 p.
145. Walker W., Harremoes P., Rotmans J., Van der Sluijs, J., Van Asselt M., Jansen P., Kreyer von Krauss M.P., 2003. Defining Uncertainty: A Conceptual Basis for Uncertainty Management in Model-Based Decision Support. *Integrated Assessment*, vol. 4 (1): 5 – 17.
146. Waterloo Hydrologic Inc., 2002. *Visual MODFLOW Pro User's Manual*. Waterloo Hydrologic Inc., Ottawa, Canada.
147. WHO, 1978. Nitrates, Nitrites and N-Nitroso Compounds. World Health Organization, Environmental Health Criteria 5, disponible en el World Wide Web en <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc005.htm>
148. WHO, 1996. Health Criteria and Other Supporting Information vol. 2. World Health Organization, Geneva. Se consulta en la WEB en http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/dwq/en/2edaddvo2a.pdf
149. WHO, 1999. Principles for the Assessment of risks to Human Health from Exposure to Chemicals, Environmental Health Criteria 210, World Health Organization, Ginebra. Consultado en el Word Wide Web el 13/04/02 en: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc210.htm>
150. WHO, 2001. Approaches to Integrated Risk Assessment. World Health Organization. WHO/IPCS/IRA/01/12. Consultado en el Word Wide Web el 17/12/02 en http://www.who.int/pes/emerg_site/integr_ra/ira_report.htm
151. WHO, 2002. Fluorides. Environmental Health Criteria 227, World Health Organization, Ginebra. Consultado en el Word Wide Web el 09/07/03 en <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc227.htm>
152. Wilson A. R., 1991. Environmental Risk: Identification and Management. Lewis Publishers Inc. 413 p.

ANEXOS

ANEXO 1. DESCRIPCIÓN DEL PROCEDIMIENTO PARA LA ESTIMACIÓN DE MC SRS CON EXCEL Y VALIDACION CON CRYSTAL BALL

A continuación se hace una presentación más detallada del procedimiento de cálculo de MC SRS con Excel y luego se valida mediante el software Cristal Ball 7.1 (Decisiongeneering, 2004).

Descripción detallada del procemiento de cálculo con Excel:

La función que permite realizar una de las iteraciones de MC SRS con Excel es:

=DISTR.NORM.INV((ALEATORIO()), MEDIA, DESVIO ST)

Esta función devuelve el inverso de la distribución acumulada normal para la media y el desvío estándar especificados según un valor de P. seleccionado aleatoriamente. La función ALEATORIO() genera números aleatorios entre 0 y 1, por lo que es útil para producir cada muestra de MC SRS asumiendo que representa un nivel de P.

Sin embargo, esta función anidada no asume ningún tipo de restricción respecto de los valores que pudieran surgir en las colas de la distribución, por ejemplo, si se desea establecer los valores mínimo y máximo entre los que deben caer los valores aleatorios estimados por MC SRS. Para lograr esa capacidad de “regular” las colas de la distribución, se deben anidar otras funciones de Excel que fijen los valores mínimo y máximo de P acumulada, rango dentro del cual puede iterar MC.

La función de EXCEL que lo realiza es ALEATORIO.ENTRE (INFERIOR,SUPERIOR). A diferencia de ALEATORIO(), trabaja sobre cualquier rango de valores entre un valor INFERIOR y uno SUPERIOR dado por el operador (no necesariamente 0 a 1), y unicamente genera números enteros. Por lo tanto, se debe forzar a esta función a generar números compatibles con valores de P fuera de los dos únicos enteros: el 0 y el 1 son números enteros.

La estimación tanto del mínimo como del máximo valor de P acumulada del rango que usara MCMS se calcula a partir de la siguiente función de Excel:

=DISTR.NORM(X, PROMEDIO, DESVESTP, VALOR-LOGICO)

donde

X = valor límite establecido

PROMEDIO = media aritmética del lote de datos medidos

DESVESTP = desvío estándar del lote de datos medidos

y
 VALOR-LOGICO = “verdadero” para el caso (como el que se presenta) donde se quiere usar una distribución acumulada.

En esta función, X puede ser reemplazado por los valores mínimo (función MIN de Excel) y máximo (función MAX) del conjunto de valores “medidos”.

Debido a que los valores que genera la función DISTR.NORM son P , los mismos respetarán el rango $0 - 1$, lo cual es incompatible con la función ALEATORIO.ENTRE que, como se dijo, obtiene como resultados únicamente valores enteros. La manera de forzar que el resultado de la función DISTR.NORM sean números enteros es multiplicando el valor obtenido por 100. Finalmente, dividiendo por 100 la función ALEATORIO.ENTRE se vuelve a contar con un rango $0 - 1$.

Entonces, la función completa para realizar MCMS regulando las colas de la distribución es:

=DISTR.NORM.INV(ALEATORIO.ENTRE(DISTR.NORM(MIN,PROMEDIO, DESVESTP,VERDADERO)*100,DISTR.NORM(MAX, PROMEDIO, DESVESTP,VERDADERO)*100)/100, PROMEDIO,DESVESTP)

A continuación se explica cómo puede realizarse con este software:

Para obtener un valor probabilístico de concentración por polígono a partir de los datos poligonizados, cuyos estadísticos representativos, como se vio, son la media aritmética y el desvío estándar, se combinan o anidan dos funciones matemáticas en EXCEL: el Método de la Transformada Inversa (función DISTR.NORM.INV) y la generación de números aleatorios (función ALEATORIO) (UOC, 2003). La función original es:

=DISTR.NORM.INV(P, MEDIA, DESVIO ST) Función 4.1.

siendo P un nivel de probabilidad asociado a la distribución normal, MEDIA, la media aritmética y DESVIO ST, el desvío estándar.

Como el MC SRS se basa en iteraciones aleatorias, cada una de ellas correspondería a un valor de P de la función, seleccionado al azar por el software. La función ALEATORIO() de EXCEL genera números aleatorios entre 0 y 1, por lo que serviría para generar cada iteración asumiendo que el número aleatorio representa un nivel de P . Entonces la función anidada para calcular un valor aleatorio de concentración para el polígono quedaría:

=DISTR.NORM.INV((ALEATORIO(), MEDIA, DESVIO ST) Función 4.2.

siendo la media y el desvío ST los estadísticos correspondientes al conjunto de puntos de interpolación interiores a los límites de cada polígono, computados a partir del proceso de sumarización con el ArcView.

Sin embargo, esta función anidada no asume ningún tipo de restricción respecto de los valores que pudieran surgir de las colas de la distribución. Esto es problemático porque pueden ocurrir valores incluso más altos que los valores máximos interpolados, o, como se verá más adelante, impide establecer algún tipo de restricción como, por ejemplo, que la concentración sea mayor o menor a cierto valor establecido por el operador.

Para lograr esa capacidad de “regular” las colas de la distribución, se anidan otras funciones, a saber:

La generación de números aleatorios debe responder a un rango establecido por un valor máximo y uno mínimo de P. (que podría ser los correspondientes a los valores máximos y mínimos del conjunto de datos de interpolación del polígono). La función de EXCEL que lo realiza es ALEATORIO.ENTRE(INFERIOR,SUPERIOR), siendo INFERIOR el menor valor entero que la función puede generar, y SUPERIOR, el mayor número entero. Esta función, para que esté disponible, se debe habilitar el complemento “Herramientas para análisis – VBA” (En el menú Herramientas, Complementos).

Para obtener un valor de P correspondiente a un valor (ya sea el máximo o el mínimo de la distribución) para una distribución normal, se aplica la siguiente función de EXCEL:

=DISTR.NORM(X, MEDIA, DESVIO ST, VALOR-LOGICO) Función 4.3.

que devuelve la P para un valor de una distribución acumulativa normal, según la media aritmética y desvío estándar especificado, donde:

X = valor buscado (el máximo o el mínimo)

MEDIA = media aritmética del lote de puntos para el polígono

DESVIO ST = desvío estándar del lote de puntos del polígono

y

VALOR-LOGICO = “verdadero” para el caso (como el que se presenta) donde se quiere usar una distribución acumulada.

Debido a que los valores que genera la función DISTR.NORM son P, los mismos respetarán el rango 0 – 1, lo cual es incompatible con la función ALEATORIO.ENTRE que funciona bajo la condición que los valores sean enteros. Entonces se obtiene un valor entero multiplicando el valor obtenido de DISTR.NORM por 100. Finalmente, dividiendo por 100 la función

ALEATORIO.ENTRE se vuelve a contar con un valor de P que respete el rango 0 – 1. Así, la función anidada que obtiene un valor de P aleatorio bajo condiciones de restricción en las colas de la distribución es:

ALEATORIO.ENTRE(DISTR.NORM(MINIMO,MEDIA,DESVIO ST,VERDADERO) * 100,DISTR.NORM(MAXIMO, MEDIA,DESVIO,VERDADERO) * 100)/100
Función 4.4.

Finalmente, la función completa es:
=DISTR.NORM.INV(ALEATORIO.ENTRE(DISTR.NORM(MINIMO,MEDIA,DESVIO ST,VERDADERO)*100,DISTR.NORM(MAXIMO,MEDIA,DESVIO ST,VERDADERO)*100)/100,MEDIA,DESVIO ST)
Función 4.5.

Validación del procedimiento Excel con Crystal Ball (Decisiongeneering, 2004)

A los fines de validar el procedimiento diseñado para aplicar MC SRS con Excel se ha realizado una comparación de los resultados de la estimación del riesgo probabilístico, para varios polígonos testigo seleccionados al azar, con las simulaciones realizadas con Crystal Ball 7.1. En las Figuras 1 y 2 se muestran, para la Tasa de Ingesta y para el Peso, el seteo de los valores de las “asunciones” para esas variables.

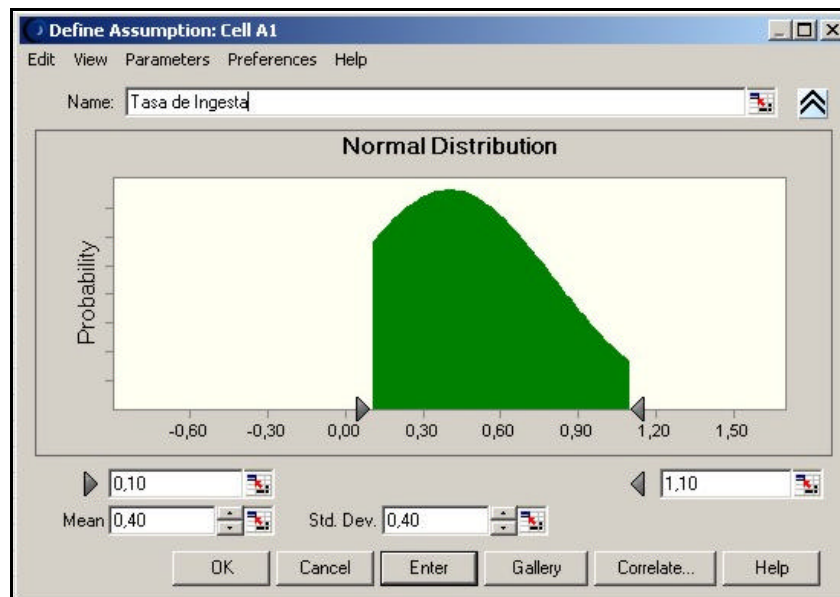


Figura 1 Anexo 1: Asunción establecida con el Cristal Ball para la Tasa de Ingesta

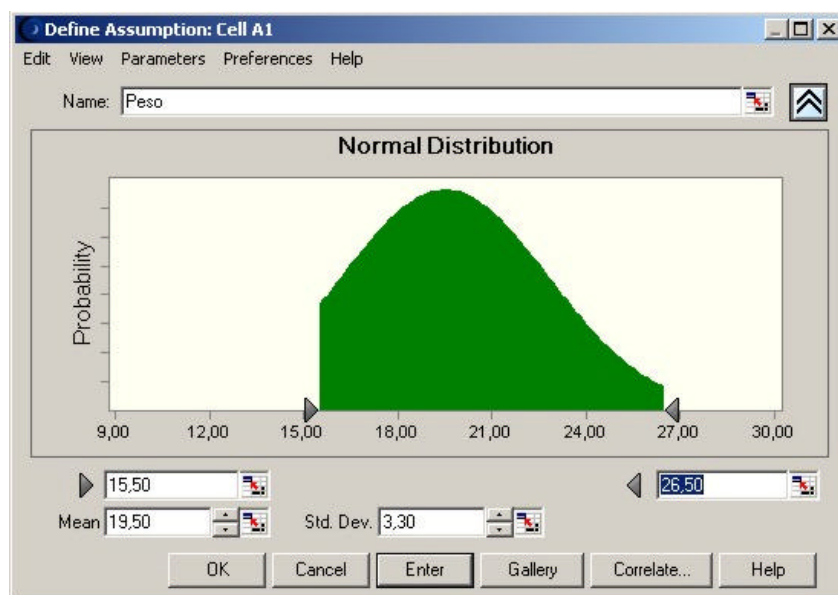


Figura 2 Anexo 1: Asunción establecida con el Cristal Ball para el Peso del individuo expuesto

En la Tabla 1 se aprecia, para un polígono al azar, los estadísticos representativos tras los 5000 valores aleatorios obtenidos con Excel según la aplicación de la función 4.5. y una simulación realizada con el software específico. En las Figuras 3 y 4 se visualizan, para ese polígono, el histograma de frecuencias y el gráfico de P acumuladas.

Riesgo	CB	EX
Media aritmética	0.43	0.43
Mediana	0.41	0.41
Desvío Estándar	0.23	0.22
Varianza	0.05	0.05
Sesgo	0.50	0.46
Coefficiente de variación	0.52	0.50
Valor Mínimo	0.06	0.06
Valor Máximo	1.20	1.15
Rango	1.14	1.09
Mean Std. Error	0.00	0.00

Tabla 1 Anexo 1: Estadísticos representativos para la comparación entre MC SRS realizado con Excel (EX) y Cristal Ball (CB).

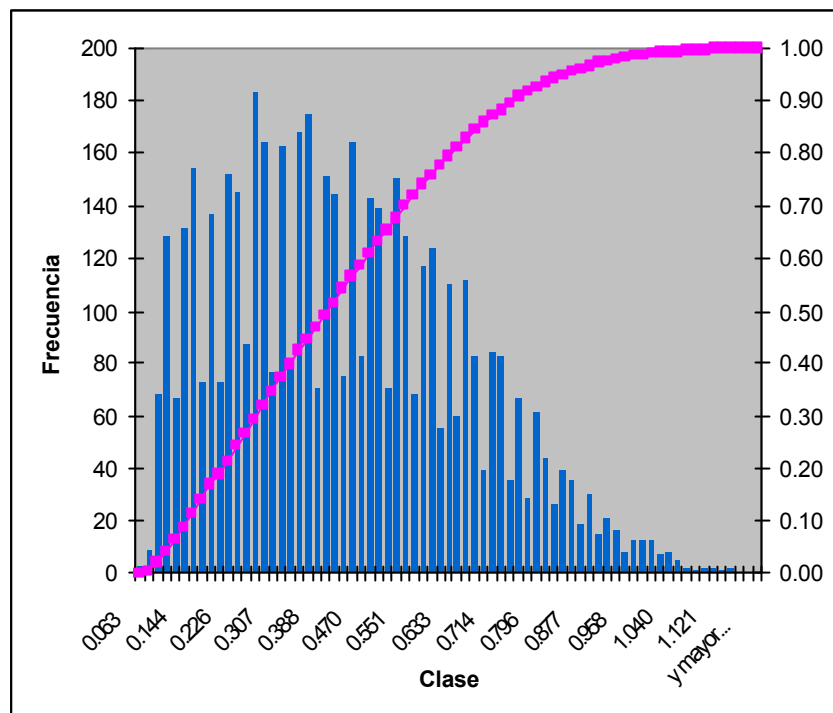


Figura 3 Anexo 1: Histograma de frecuencias y curva de P acumulada para el cálculo del riesgo con Cristal Ball para un polígono al azar.

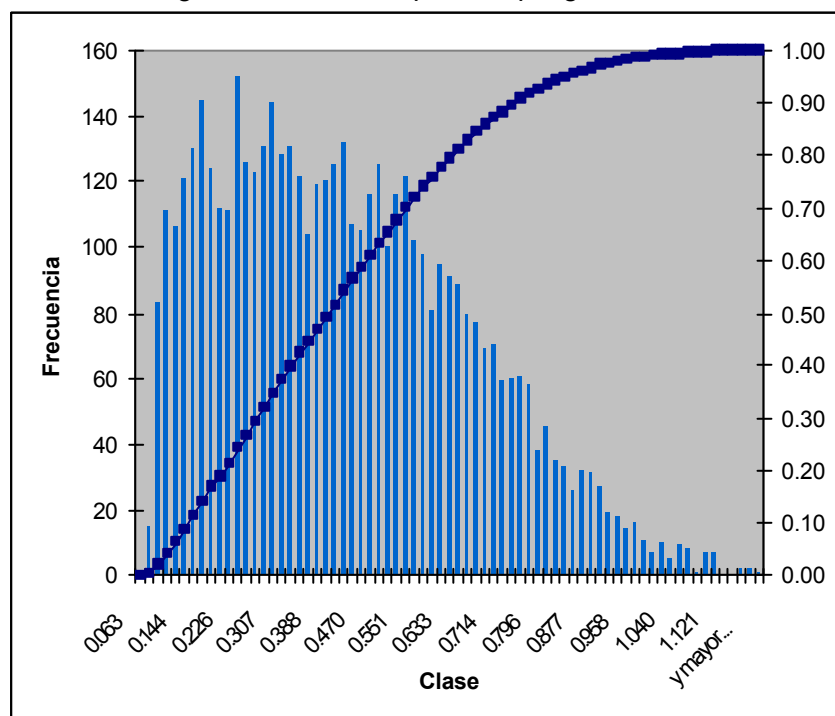


Figura 4 Anexo 1: Histograma de frecuencias y curva de P acumulada para el cálculo del riesgo con Cristal Ball para el mismo polígono en que se realizó con Excel.

Para confirmar la similitud de ambos procedimientos se realizó el test de Kolmogorov-Smirnov para muestras emparejadas (test no paramétrico) con Systat 11.00.01 (Systat Software Inc., 2004), comparando las distribuciones de P acumulada entre el Excel y el Cristal Ball. Los resultados se verifican en la Tabla 2.

Maximum differences for pairs of variables	EX	CB
EX	0.000	
CB	0.056	0.000
Two-sided probabilities	EX	CB
EX	1.000	
CB	1.000	1.000

Tabla 2 Anexo 1: Comparación entre MC SRS realizado con Excel (EX) y Cristal Ball (CB) por medio del test no paramétrico Kolmogorov-Smirnov para muestras emparejadas.

Los resultados del test indican que no existe diferencia entre ambas muestras (una diferencia máxima de 0.056 con $p = 1$). En la Figura 5 se juntan las curvas de las Figuras 3 y 4 para realzar la comparación.

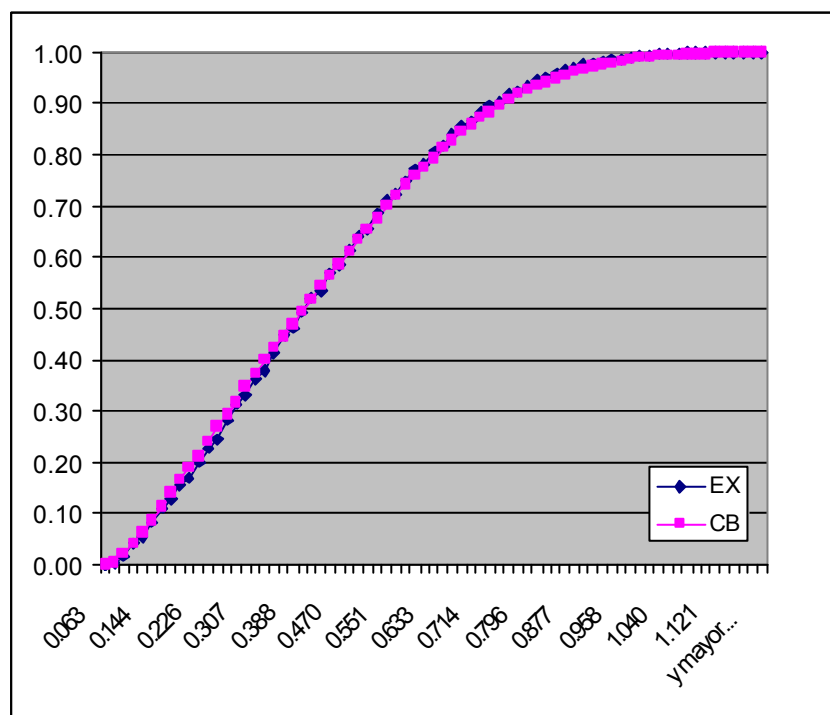


Figura 5 Anexo 1. Comparación, en un mismo sistema de ejes, de las curvas obtenidas de MC SRS con Excel (EX) y Cristal Ball (CB) para un polígono seleccionado al azar.

Los resultados indican que el procedimiento diseñado para realizar Monte Carlo con Excel no difiere en su precisión de cálculo del riesgo respecto del Cristal Ball, por lo cual se asume su validación.

ANEXO 2. MAPAS DE RIESGO POR NITRATO Y FLUORURO PARA ADULTOS

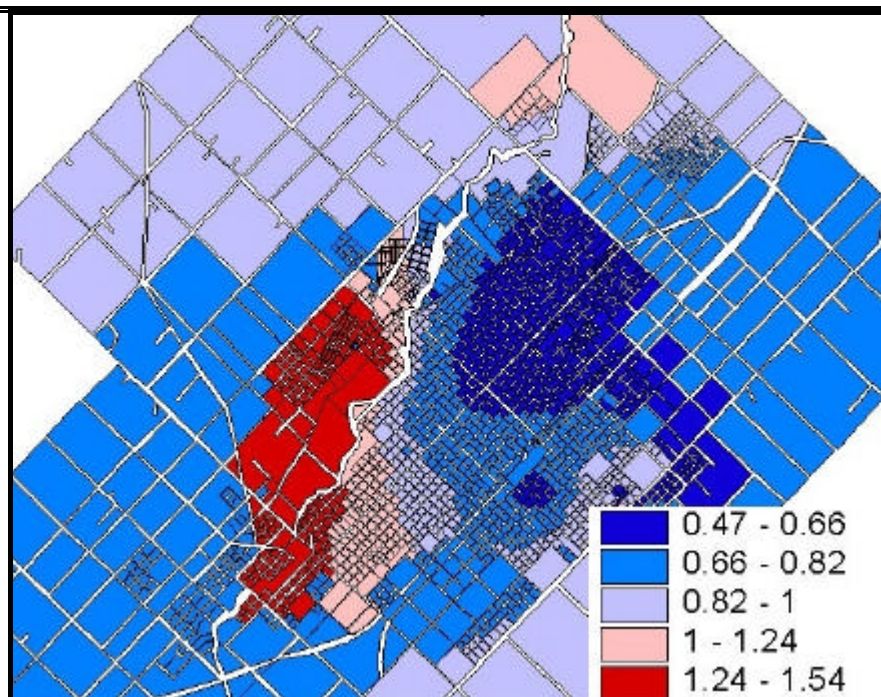


Figura 1 Anexo 2: Niveles de riesgo para adultos debida a los niveles de fluoruro en el agua de bebida.

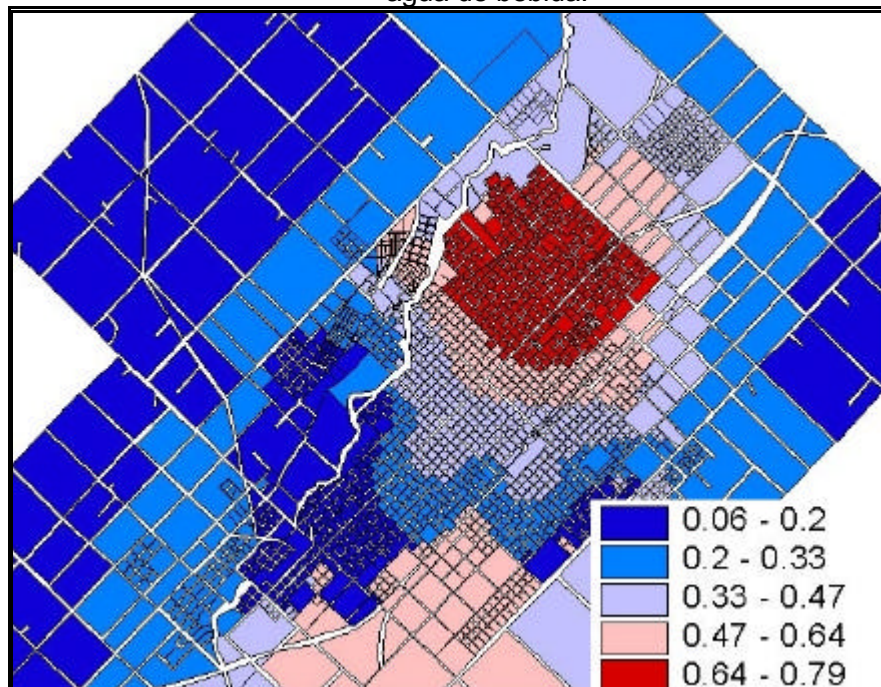


Figura 2 Anexo 2: Niveles de riesgo para adultos debida a los niveles de nitrato en el agua de bebida.

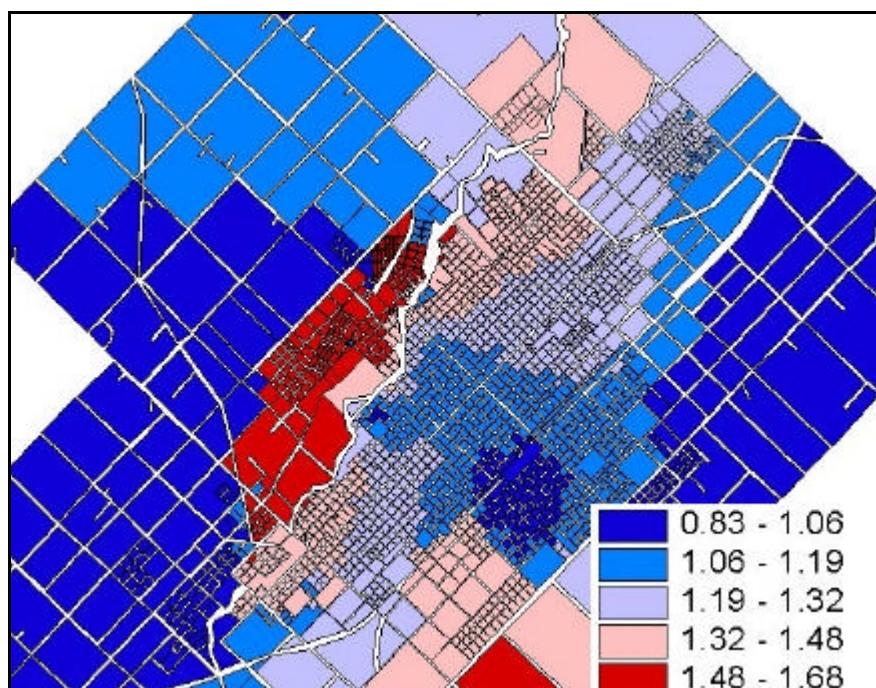


Figura 3 Anexo 2: Niveles de riesgo para adultos debida a los niveles de fluoruro más nitrato en el agua de bebida.

ANEXO 3. INCERTIDUMBRE POR LA REDUCCIÓN DE LA SERIE HISTÓRICA: EL USO DE LAS DISTRIBUCIONES NORMALES.

A continuación se realiza el estudio comparativo de los tipos de distribuciones que adoptan los valores de las series históricas utilizando como testigo los tres pozos de series más largas (CEAL 1, CEAL 3 y CEAL 4, con $n > 100$). Utilizando el Systat 11.00.01 (Systat Software Inc., 2004) se testeó una serie de distribuciones teóricas (Normal, Beta, Cauchy, Chi-square, Double exponential/Laplace, Exponential, Gamma, Gompertz, Gumbel, Inverse Gaussian/Wald, Logistic, Logit normal, Lognormal, Pareto, Rayleigh, Triangular, Uniform, Weibull), seleccionándose los parámetros de la curva normal y los del tipo que mejor ajusta. Posteriormente, con los mismos, se efectuó MC SRS con el mismo programa estadístico para 5000 iteraciones y luego se compararon ambas distribuciones obtenidas por análisis de correlación.

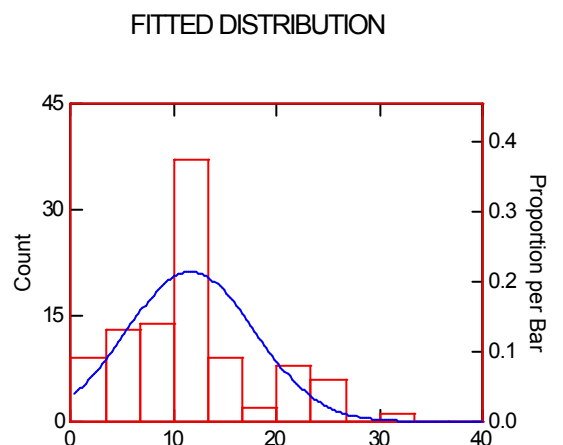
A continuación se brindan los parámetros de las curvas, la normal por ser la usada en el trabajo y el tipo de mejor ajuste a los datos.

CEAL 1 nitrato

Distribution: Normal

Estimated: Location or mean (μ) = 11.587071 Scale or SD (σ) = 6.193103

Chi-square test statistic = 31.470325 df = 5 p-value = 0.000008

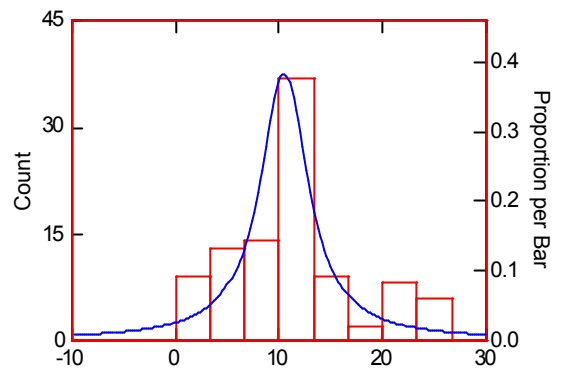


Distribution: Cauchy

Estimated: Location (α) = 10.500000 Scale (β) = 2.796278

Chi-square test statistic = 11.193115 df = 5 p-value = 0.047683

FITTED DISTRIBUTION



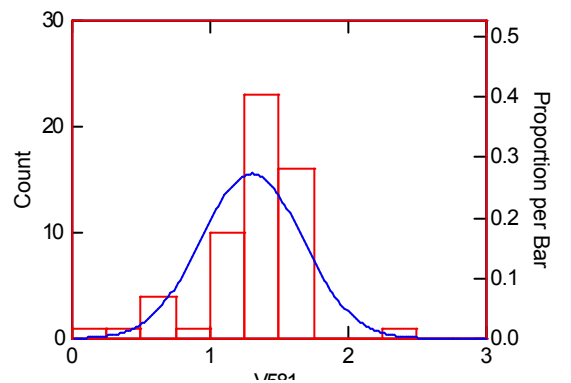
CEAL 1 fluoruro

Distribution: Normal

Estimated: Location or mean (μ) = 1.305263 Scale or SD (σ) = 0.364750

Chi-square test statistic = 17.590622 df = 2 p-value = 0.000151

FITTED DISTRIBUTION

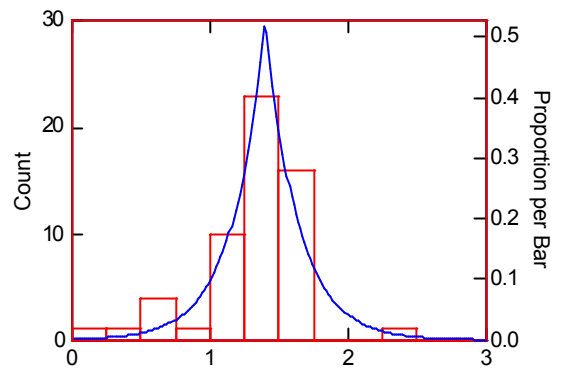


Distribution: Laplace/Double exponential

Estimated: Location (θ) = 1.400000 Scale (ϕ) = 0.231579

Chi-square test statistic = 6.951207 df = 2 p-value = 0.030943

FITTED DISTRIBUTION



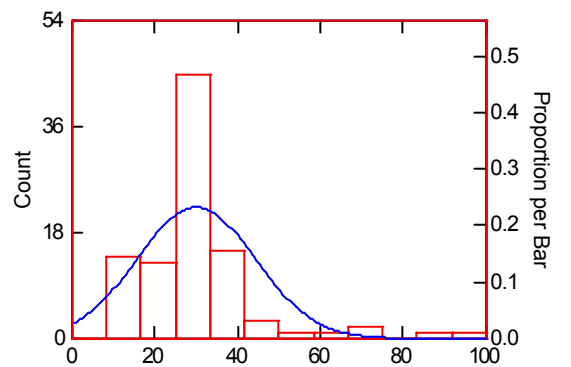
CEAL 3 nitrate

Distribution: Normal

Estimated: Location or mean (μ) = 30.038542 Scale or SD (σ) = 14.277068

Chi-square test statistic = 29.004544 df = 4 p-value = 0.000008

FITTED DISTRIBUTION

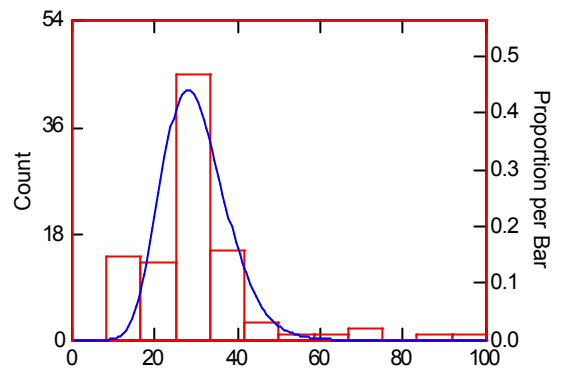


Distribution: Chi-square

Estimated: df(n) = 30

Chi-square test statistic = 2.627231 df = 2 p-value = 0.268846

FITTED DISTRIBUTION



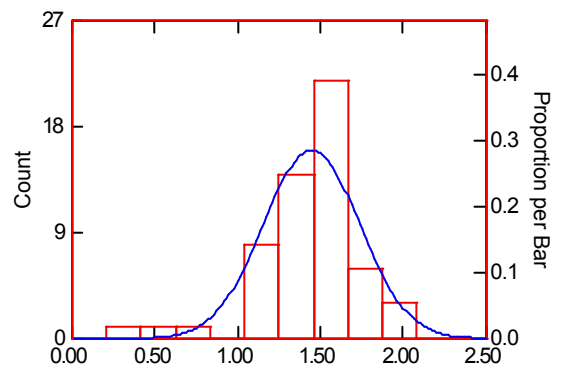
CEAL 3 fluoruro

Distribution: Normal

Estimated: Location or mean (μ) = 1.446607 Scale or SD (σ) = 0.290008

Chi-square test statistic = 12.480143 df = 2 p-value = 0.001950

FITTED DISTRIBUTION

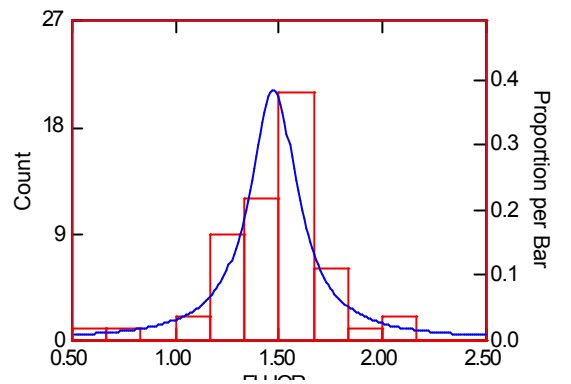


Distribution: Cauchy

Estimated: Location (α) = 1.475000 Scale (β) = 0.139814

Chi-square test statistic = 6.565045 df = 3 p-value = 0.087132

FITTED DISTRIBUTION



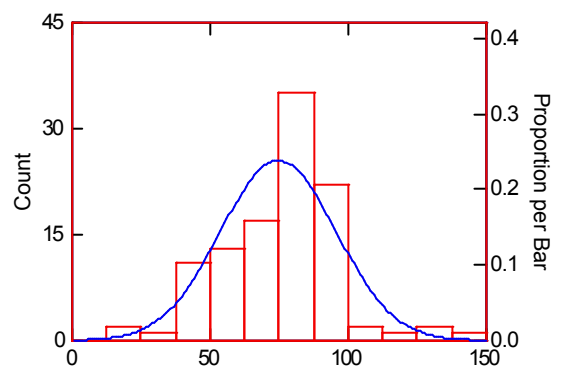
CEAL 4 nitrate

Distribution: Normal

Estimated: Location or mean (μ) = 74.725234 Scale or SD (σ) = 20.899757

Chi-square test statistic = 16.520578 df = 4 p-value = 0.002395

FITTED DISTRIBUTION

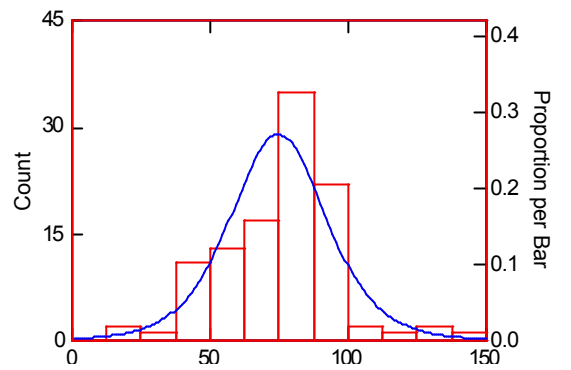


Distribution: Logistic

Estimated: Location (α) = 74.725234 Scale (β) = 11.522640

Chi-square test statistic = 14.759123 df = 4 p-value = 0.005228

FITTED DISTRIBUTION



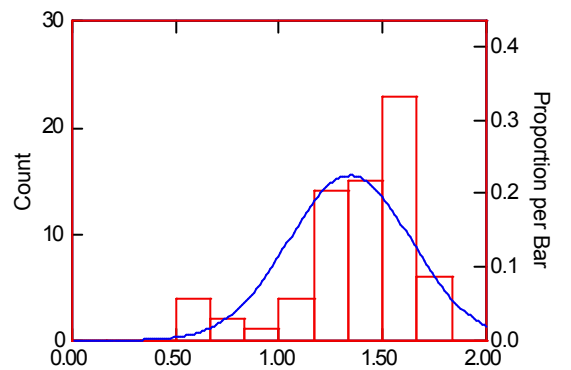
CEAL 4 fluoruro

Distribution: Normal

Estimated: Location or mean (μ) = 1.342899 Scale or SD (σ) = 0.295915

Chi-square test statistic = 15.635638 df = 4 p-value = 0.003549

FITTED DISTRIBUTION



Distribution: Laplace/Double exponential

Estimated: Location (θ) = 1.400000 Scale (ϕ) = 0.202319

Chi-square test statistic = 5.485551 df = 3 p-value = 0.139505

ANEXO 4 INCERTIDUMBRE POR LA POLIGONIZACIÓN PROBABILÍSTICA: EL USO DE LAS DISTRIBUCIONES NORMALES.

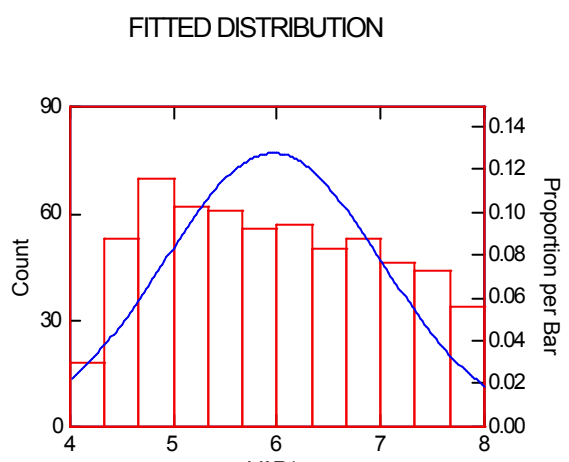
Se realiza el estudio comparativo de los tipos de distribuciones que adoptan los valores de las series poligonizadas utilizando como testigo tres polígonos seleccionados al azar para las concentraciones probabilísticas de nitratos en el agua de red. Se efectuó utilizando el Systat 11.00.01 (Systat Software Inc., 2004), testeándose las siguientes distribuciones teóricas: Normal, Beta, Cauchy, Chi-square, Double exponential/Laplace, Exponential, Gamma, Gompertz, Gumbel, Inverse Gaussian/Wald, Logistic, Logit normal, Lognormal, Pareto, Rayleigh, Triangular, Uniform, Weibull. Se seleccionaron los parámetros de la curva normal y los del tipo que mejor ajusta. Posteriormente, con los mismos, se efectuó MC SRS con el mismo programa estadístico para 5000 iteraciones y luego se compararon ambas distribuciones obtenidas por análisis de correlación.

NITRATO. Polígono al azar 1 (n = 604)

Distribution: Normal

Estimated: Location or mean (μ) = 5.961499 Scale or SD (σ) = 1.041871

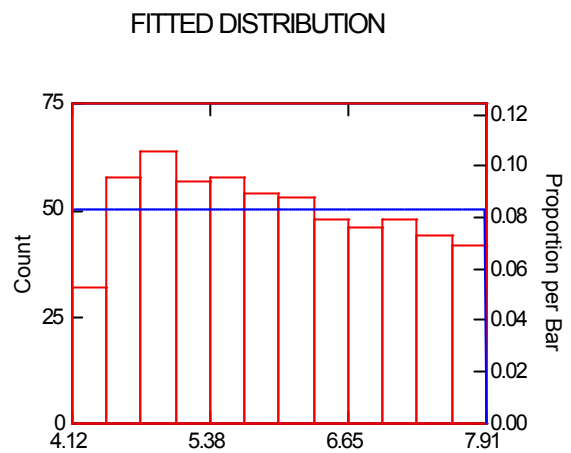
Chi-square test statistic = 147.296716 df = 9 p-value = 0.000000



Distribution: Uniform

Estimated: Low or minimum (a) = 4.119658 High or maximum (b) = 7.909282

Chi-square test statistic = 17.456954 df = 7 p-value = 0.014676

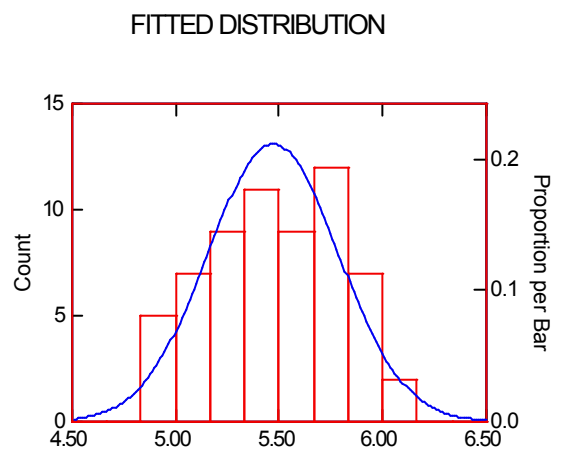


NITRATO. Polígono al azar 2 (n = 62)

Distribution: Normal

Estimated: Location or mean (μ) = 5.472020 Scale or SD (σ) = 0.314527

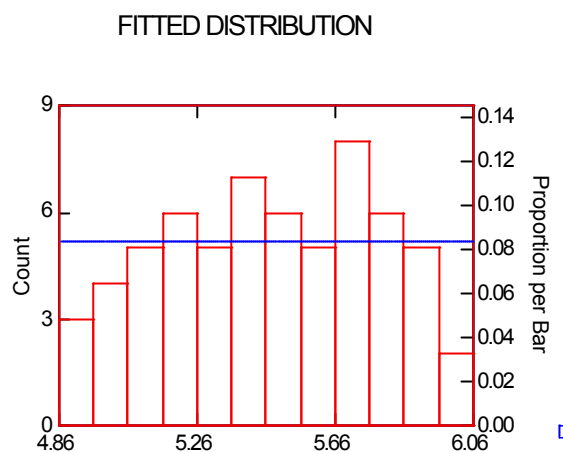
Chi-square test statistic = 2.967259 df = 5 p-value = 0.705034



Distribution: Uniform

Estimated: Low or minimum (a) = 4.860484 High or maximum (b) = 6.064673

Chi-square test statistic = 2.838710 df = 7 p-value = 0.899511

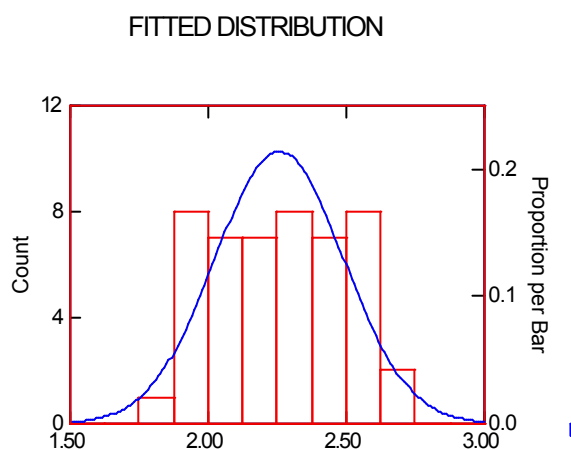


NITRATO. Polígono al azar 3 (n = 175)

Distribution: Normal

Estimated: Location or mean (μ) = 2.258125 Scale or SD (σ) = 0.232958

Chi-square test statistic = 2.414858 df = 3 p-value = 0.490875

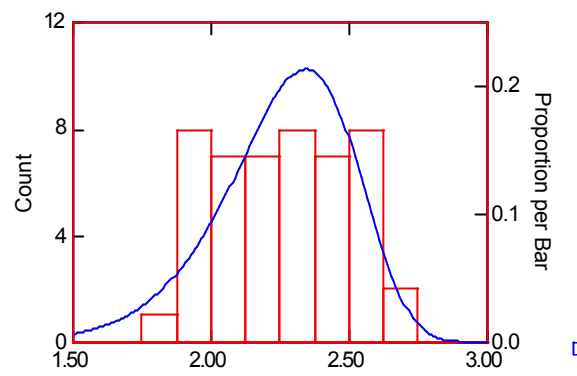


Distribution: Weibull

Estimated: Scale (β) = 2.363677 Shape (α) = 10.951991

Chi-square test statistic = 1.526650 df = 4 p-value = 0.821911

FITTED DISTRIBUTION



ANEXO 5. ESTUDIO DE LA VARIACIÓN DEL NIVEL DE RIESGO EN FUNCIÓN DEL PESO Y LA TASA DE INGESTA DE LÍQUIDO.

Sobre la base de los estudios realizados en Estados Unidos y recogidas por USEPA (1997a) acerca de, entre otros aspectos, la distribución del peso y de la ingesta de líquido por rango de edad, se presenta un análisis de las curvas del riesgo por estrato etario a concentración creciente.

En principio resulta evidente que, por más que si bien pueden utilizarse valores promedios representativos de todo el rango de edades, existe una distribución de peso y de consumo de líquido, variable conforme el individuo crece. Por ejemplo, las Tablas 1 y 2 presentan la distribución de peso en valores promedio mostrando, también, la desviación estándar. Esta información es extractada de **Exposure Factor Handbook** (USEPA, 1997).

Race and Age	Number of Persons Examined	Mean (kg)	Standard Deviation
<u>All races^b</u>			
18-74 years	5,916	78.1	13.5
18-24 years	988	73.8	12.7
25-34 years	1,067	78.7	13.7
35-44 years	745	80.9	13.4
45-54 years	690	80.9	13.6
55-64 years	1,227	78.8	12.8
65-74 years	1,199	74.8	12.8

Tabla 1 Anexo 5: Distribución del peso por edad para hombres, para algunos rangos de edades.

Race and Age	Number of Persons Examined	Mean (kg)	Standard Deviation
<u>All races^b</u>			
18-74 years	6,588	65.4	14.6
18-24 years	1,066	60.6	11.9
25-34 years	1,170	64.2	15.0
35-44 years	844	67.1	15.2
45-54 years	763	68.0	15.3
55-64 years	1,329	67.9	14.7
65-74 years	1,416	66.6	13.8

Tabla 2 Anexo 5: Distribución del peso por edad para mujeres, para algunos rangos de edades.

De las tablas recién presentadas surge, como un valor promedio, que se puede considerar a 70 kg como peso de un individuo adulto, tal como lo aplican numerosas metodologías.

La Tabla 3 muestra la distribución de la ingesta de agua por la población según rangos de edades. Esta información también es extractada de **Exposure Factor Handbook** (USEPA,1997).

Table 3-8. Summary of Tapwater Intake by Age				
Age Group	Intake (mL/day)		Intake (mL/kg-day)	
	Mean	10th-90th Percentiles	Mean	10th-90th Percentiles
Infants (<1 year)	302	0-649	43.5	0 - 100
Children (1-10 years)	736	286-1,294	35.5	12.5 - 64.4
Teens (11-19 years)	965	353-1,701	18.2	6.5 - 32.3
Adults (20 -64 years)	1,366	559-2,268	19.9	8.0 - 33.7
Adults (65+ years)	1,459	751-2,287	21.8	10.9 - 34.7
All ages	1,193	423-2,092	22.6	8.2 - 39.8

Source: Ershow and Cantor (1989)

Tabla 3 Anexo 5: Distribución del consumo de agua por la población según rangos de edades

La Figura 1 pone en evidencia las curvas de niveles de riesgo en función del grupo etario. Se muestra que los niños hasta 10 años son los principales afectados a partir de la relación peso/ingesta. Y dentro de ellos, los lactantes son los que estarían en situación más desventajosa.

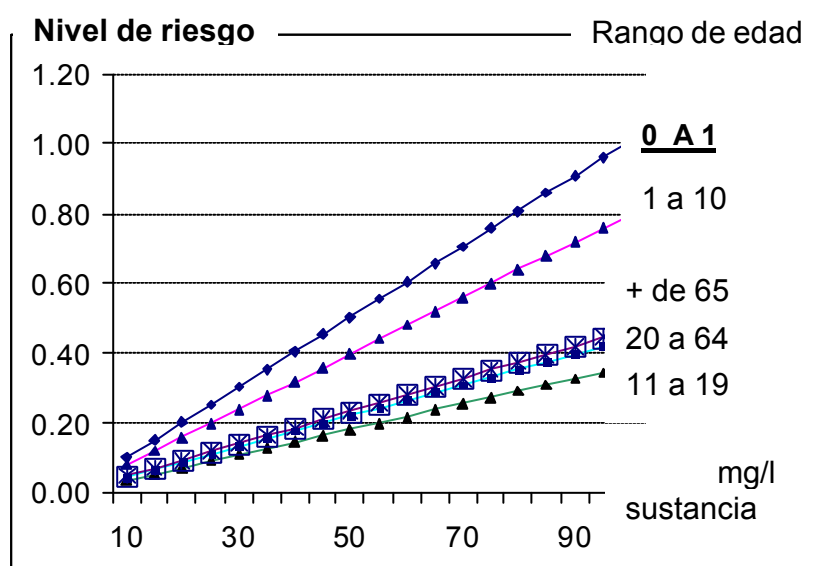


Figura 1 Anexo 5: curvas de riesgo a partir de concentraciones crecientes en el agua de bebida para diferentes estratos etarios.

Lo que se evidencia es que está plenamente justificada la diferenciación entre grupos de blancos (niños vs. adultos), tal como se plantea en este trabajo.

Otras consideraciones respecto del consumo de agua:

Existen otras particularidades respecto del consumo de agua: las personas, obviamente, no consumen solamente agua para satisfacer las necesidades diarias de líquidos (ver Tabla 4) y hay un consumo diferente para personas con patologías pulmonares (ver Tabla 5) y . Esta información también es extractada de **Exposure Factor Handbook** (USEPA,1997).

Table 3-21 Mean Per Capita Drinking Water Intake Based on USDA, CSFII Data From 1989-91 (mL/day)					
Sex and Age (years)	Plain Drinking Water	Coffee	Tea	Fruit Drinks and Ades ^a	Total
Males and Females:					
Under 1	194	0	<0.5	17	211.5
1-2	333	<0.5	9	85	427.5
3-5	409	2	26	100	537
5 & Under	359	1	17	86	463
Males:					
6-11	537	2	44	114	697
12-19	725	12	95	104	936
20-29	842	168	136	101	1,247
30-39	793	407	136	50	1,386
40-49	745	534	149	53	1,481
50-59	755	551	168	51	1,525
60-69	946	506	115	34	1,601
70-79	824	430	115	45	1,414
80 and over	747	326	165	57	1,295
20 and over	809	408	139	60	1,416
Females:					
6-11	476	1	40	86	603
12-19	604	21	87	87	799
20-29	739	154	120	61	1,074
30-39	732	317	136	59	1,244
40-49	781	412	174	36	1,403
50-59	819	438	137	37	1,431
60-69	829	429	124	36	1,418
70-79	772	324	161	34	1,291
80 and over	856	275	149	28	1,308
20 and over	774	327	141	46	1,288
All individuals	711	260	114	65	1,150

^a Includes regular and low calorie fruit drinks, punches, and ades, including those made from powdered mix and frozen concentrate. Excludes fruit juices and carbonated drinks.
Source: USDA, 1995.

Tabla 4 Anexo 5. Estudio del consumo de agua en los Estados Unidos, mostrando, la ingesta comparativa entre agua y otras bebidas.

Table 3-22. Number of Respondents that Consumed Tapwater at a Specified Daily Frequency								
Population Group	Total N	Number of Glasses in a Day						
		None	1-2	3-5	6-9	10-19	20+	DK
Overall	4,663	1,334	1,225	1,253	500	151	31	138
Gender								
Male	2,163	604	582	569	216	87	25	65
Female	2,498	728	643	684	284	64	6	73
Refused	2	2	*	*	*	*	*	*
Age (years)								
1-4	263	114	96	40	7	1	0	5
5-11	348	90	127	86	15	7	2	20
12-17	326	86	109	88	22	7	*	11
18-64	2,972	908	751	769	334	115	26	54
> 64	670	117	127	243	112	20	2	42
Race								
White	3,774	1,048	1,024	1,026	416	123	25	92
Black	463	147	113	129	38	9	1	21
Asian	77	25	18	23	6	1	*	4
Some Others	96	36	18	22	6	7	2	5
Hispanic	193	63	42	40	28	10	2	7
Refused	60	15	10	13	6	1	1	9
Hispanic								
No	4,244	1,202	1,134	1,162	451	129	26	116
Yes	347	116	80	73	41	18	4	13
DK	26	5	6	7	4	3	*	1
Refused	46	11	5	11	4	1	1	8
Employment								
Full-time	2,017	637	525	497	218	72	18	40
Part-time	379	90	94	120	50	13	7	5
Not Employed	1,309	313	275	413	188	49	3	54
Refused	32	6	4	11	1	2	1	4
Education								
< High School	399	89	95	118	51	14	2	28
High School Graduate	1,253	364	315	330	132	52	13	37
< College	895	258	197	275	118	31	5	9
College Graduate	650	195	157	181	82	19	4	6
Post Graduate	445	127	109	113	62	16	3	12
Census Region								
Northeast	1,048	351	262	266	95	32	7	28
Midwest	1,036	243	285	308	127	26	9	33
South	1,601	450	437	408	165	62	11	57
West	978	290	241	271	113	31	4	20
Day of Week								
Weekday	3,156	864	840	862	334	96	27	106
Weekend	1,507	470	385	391	166	55	4	32
Season								
Winter	1,264	398	321	336	128	45	5	26
Spring	1,181	337	282	339	127	33	10	40
Summer	1,275	352	323	344	155	41	9	40
Fall	943	247	299	234	90	32	7	32
Asthma								
No	4,287	1,232	1,137	1,155	459	134	29	115
Yes	341	96	83	91	40	16	1	13
DK	35	6	5	7	1	1	1	10
Angina								
No	4,500	1,308	1,195	1,206	470	143	29	123
Yes	125	18	25	40	27	6	1	6
DK	38	8	5	7	3	2	1	9
Bronchitis/Emphysema								
No	4,424	1,280	1,161	1,189	474	142	29	124
Yes	203	48	55	58	24	9	1	5
DK	36	6	9	6	2	*	1	9
NOTE: "*" = Missing Data "DK" = Don't know N = sample size Refused = respondent refused to answer Source: Tsang and Kleipeis, 1996								

Tabla 5 Anexo 5. Estudio del consumo de agua en los Estados Unidos, mostrando, como elemento destacado, el consumo en casos de afección pulmonar.

**ANEXO 6. CENSO Y ENCUESTA LLEVADA A CABO EN LA CIUDAD DE AZUL
PARA EL RELEVAMIENTO DE INFORMACIÓN SOCIOECONÓMICA,
POBLACIONAL Y URBANÍSTICA.**

PARTE A) Censo en el barrio por el encuestador

ENCUESTA EN AZUL: FECHA:

IDENTIFICACION DEL AREA MUESTREAL:

IDENTIFICACION DE MANZANA:

IDENTIFICACION DE LA CASA:

ENCUESTA N*:

A.1) NÚMERO DE VIVIENDAS / BALDÍOS:

VIVIENDASBALDÍOS.....

EN CONSTRUCCIÓN.....OTROS.....

A.2) PRESENCIA EN LA MANZANA DE: (Indicar cuántos si hay más de uno)

BASURALES

INDUSTRIAS de:

DEPOSITOS de:

COMERCIOS de:

OTROS

A.3) PRESENCIA DE AGLOMERACIONES: (Indicar cuántos si hay más de uno)

ESCUELAS

CLINICAS/HOSPITALES

IGLESIA

OFICINA

COMERCIOS

CLUBES

OTROS:

A.4) PRESENCIA DE AREAS VERDES: (Indicar cuántos si hay más de uno)

PLAZAS

COSTA DEL ARROYO PARQUE

BALDIOS

QUINTAS

CLUBES

OTROS:

A.5) CALLES DE TIERRA:

ASFALTADAS	4	3	2	1	0
CORDÓN CUNETA	4	3	2	1	0
ZANJA	4	3	2	1	0

A.6) CALLE Y NUMERO DE LA CASA ENCUESTADA:

A.7) TIPO DE CONSTRUCCION DE LA CASA:

MUY BUENA..... BUENA..... REGULAR..... MALA.....

ENCUESTA N*:

PARTE B) Encuesta al vecino

B.1) OCUPACIÓN DEL ENCUESTADO:.....

B.2) CANTIDAD DE PERSONAS QUE VIVEN EN LA CASA:

TOTAL:.....

0 HASTA 3 AÑOS:..... 3 A 12:..... 13 A 65:..... + DE 65:.....

CUANTOS CUARTOS HAY EN LA CASA?.....

B.3) NIVEL EDUCATIVO DEL JEFE DE HOGAR (ESTUDIOS COMPLETOS):

PRIMARIA..... SECUNDARIA..... TERCARIA..... UNIVERSITARIA.....

B.4) LA CASA TIENE AGUA CORRIENTE? SI..... NO.....

B.5) HAY UN POZO DE BOMBEO ACTIVO DEL CUAL SE SAQUE AGUA?

SI..... NO.....

PARA QUE USOS? (Haga un círculo alrededor del que corresponda)

DOMICILIARIO (cocinar, beber, bañarse)

RIEGO JARDINES

INDUSTRIAL

LAVADERO

PILETA NATACIÓN

OTROS

B.6) ALGUNA VEZ TUVO PROBLEMAS CON LA CALIDAD DEL AGUA DEL POZO?

NO:..... CUALES?.....

B.7) LA CASA TIENE CLOACAS? SI.....

NO.....

B.8) EN RELACIÓN A TEMAS DE CONTAMINACIÓN DE AGUA SUBTERRÁNEA, EXISTEN EN AZUL?

SI..... DE QUE TIPO.....

NO..... NO SABE.....

B.9) Y RESPECTO DEL ARROYO?

SI..... DE QUE TIPO.....

NO..... NO SABE.....

B.10) LO QUE SABE SOBRE ESTOS TEMAS, LO APRENDIO DE

RADIO..... TV..... DIARIOS..... LIBROS..... CHARLAS..... OTROS.....

ANEXO 7. CODIGO EN VBA PARA LA REALIZACIÓN DEL ANALISIS DE MONTE CARLO EN EXCEL

Se presenta el código desarrollado para realizar el análisis de MC SRS. Cuando se activa este código el operador ya ha elegido previamente la sustancia peligrosa, seleccionado e ingresado los datos de concentración de la misma por polígono y seteado los parámetros de Tasa de Ingesta y Peso del individuo expuesto.

En negrita se presentan comentarios y no forman parte del procedimiento de cálculo.

' Identificación del procedimiento dentro del entorno de la hoja de cálculo

```
Private Sub CommandButton1_Click()
```

' declaración de variables

```
Dim IRealLastRow1 As Long
Dim IRealLastColumn1 As Long
Dim IRealLastColumn2 As Long
Dim IRealLastColumn3 As Long
Dim i As Integer
Dim j As Integer
Dim contar As Integer
Dim conta As Integer
Dim conta2 As Integer
Dim queda As Integer
Dim percent As Integer
```

' valores iniciales a las variables

```
contar = 2
i = 1
conta = 1
conta2 = 1
queda = 0
percent = 0
```

' declaraciones de condiciones del entorno VBA

```
Application.ScreenUpdating = False
Application.CutCopyMode = False
```

' descarga del formulario que contiene el botón de inicio del procedimiento

Unload UserForm4

Sheets("resultados").Visible = True

' esta fracción del procedimiento borra resultados anteriores

Sheets("resultados").Select
Range("A1").Select

On Error Resume Next

lRealLastRow1 = Cells.Find("*", Range("A1"), xlFormulas, , xlByRows, _
xlPrevious).Row

lRealLastColumn1 = Cells.Find("*", Range("A1"), xlFormulas, , _
xlByColumns, xlPrevious).Column

Cells(lRealLastRow1, lRealLastColumn1).Select

Range(Selection, Cells(1)).Select

Selection.Clear

Range("A1").Select

' esta porcion del codigo pega los nombres de las columnas de datos en la hoja "Resultados"

Sheets("Riesgo").Visible = True
Sheets("Riesgo").Select

Range("C5004:C5011").Select
Selection.Copy

Sheets("Resultados").Select

Selection.PasteSpecial Paste:=xlValues, Operation:=xlNone, SkipBlanks:= _
False, Transpose:=True

ActiveCell.Offset(1, 0).Range("A1").Select

' se posiciona el procedimiento en la hoja de concentraciones

Sheets("poligonos 2").Visible = True
Sheets("poligonos 2").Select
Range("A1").Select

' esta fracción del procedimiento cuenta cuantas filas tiene la hoja de concentraciones y pega el numero al lado de cada fila

On Error Resume Next

```

IRealLastColumn2 = Cells.Find("", Range("A1"), xlFormulas, , _
                                xlByColumns, xlPrevious).Column
Do While Cells(i, 2) <> ""
    Cells(i, IRealLastColumn2 + 1) = conta
    conta = conta + 1
    i = i + 1
Loop

```

```
Range("A1").Select
```

' aquí empieza el bucle de calculo de los poligonos

```
Do While Not IsEmpty(ActiveCell)
```

‘ procedimiento para obtener los datos de concentración de la hoja de concentraciones y pegarla en la hoja de cálculo

```
Cells(Selection, Selection.End(xlToRight)).Select
Selection.Copy
```

```
Sheets("Riesgo").Select
Range("A1").Select
ActiveSheet.Paste
```

‘ procedimiento para calcular la hoja (actualizar valores) y copiar resultados obtenidos

```
Range("B3:B5002,E3:E5002,D5004:D5011").Calculate
Range("D5004:D5011").Select
Selection.Copy
```

```
Sheets("Resultados").Select
Selection.PasteSpecial Paste:=xlValues, Operation:=xlNone, SkipBlanks:= _
False, Transpose:=True
ActiveCell.Offset(1, 0).Range("A1").Select
```

‘ esta parte del procedimiento genera una especie de “timer” para actualizar (calculando la hoja) los valores probabilísticos de la Tasa de Ingesta y Peso

```

queda = conta - contar
porcent = contar / conta * 100
If porcent > 23 And porcent < 27 Then
    Sheets("Riesgo").Range("C3:C5002,D3:D5002").Calculate
End If
If porcent > 42 And porcent < 54 Then
    Sheets("Riesgo").Range("C3:C5002,D3:D5002").Calculate

```

```

End If
If porcent > 74 And porcent < 78 Then
Sheets("Riesgo").Range("C3:C5002,D3:D5002").Calculate
End If
contar = contar + 1

```

```

Application.ScreenUpdating = True
Sheets("proceso").Select

```

```

Cells(2, 2) = contar - 2
Cells(3, 2) = queda

```

```

Application.ScreenUpdating = False
Sheets("poligonos 2").Select
ActiveCell.Offset(1, 0).Range("A1").Select

```

‘ se abre una barra de cuantificación de la progresión del cálculo

```

UserForm1.Show
With UserForm1
    .FrameProgress.Caption = Format(porcent / 100, "0%")
    .LabelProgress.Width = porcent * (.FrameProgress.Width - 202)
End With
DoEvents
Loop

```

```

Sheets("proceso").Select
Cells(2, 2) = conta
Cells(3, 2) = queda

```

```

Sheets("Resultados").Select
Range("A1").Select
IRealLastColumn3 = Cells.Find("*", Range("A1"), xlFormulas, , _
    xlByColumns, xlPrevious).Column

```

```

j = 2
Do While Cells(j, 1) <> ""
Cells(j, IRealLastColumn3 + 1) = conta2
conta2 = conta2 + 1
j = j + 1

```

‘ comando para leer el próximo polígono y proceder a un nuevo cálculo

```

Loop

```

```

Application.ScreenUpdating = True

```

If percent = 100 Then

Sheets("Resultados").Select
Cells(2, IRealLastColumn3 + 1).Select
Selection.EntireColumn.Clear

Beep
Unload UserForm1
UserForm1.Hide
MsgBox ("Proceso finalizado")

‘ se abre un menu sobre los resultados obtenidos una vez el procedimiento finaliza (guardar, imprimir, iniciar un nuevo procedimiento, etc.)

Load Menú
Menú.Show
Else
Sheets("hoja1").Select
End If

Application.ScreenUpdating = False
Application.CutCopyMode = True

Sheets("resultados").Visible = False
Sheets("Riesgo").Visible = False
Sheets("poligonos 2").Visible = False

‘ finalización

End Sub